



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



LE STRUTTURE SOMMERSE PER IL RIPOPOLAMENTO ITTICO E LA PESCA ("BARRIERE ARTIFICIALI")



RICERCA MARINA



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

LE STRUTTURE SOMMERSE PER IL RIPOPOLAMENTO ITTICO E LA PESCA ("BARRIERE ARTIFICIALI")

**Considerazioni tratte dalla bibliografia specialistica,
con osservazioni sperimentali presso
un sito di studio**

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per suo conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Quaderni – Ricerca Marina 3/2012
ISBN 978-88-448-0545-6

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Massimo Ponti (Foto 1, 2, 4), ISMAR-CNR Ancona (Foto 3)

Coordinamento editoriale:

Daria Mazzella

ISPRA – Settore Editoria

LUGLIO 2013

Curatori ed autori: Michele ROMANELLI (ISPRA - Roma), Otello GIOVANARDI (ISPRA - Chioggia), Laura SABATINI (ISPRA - Chioggia), Gianluca FRANCESCHINI (ISPRA - Chioggia).

Si ringrazia il **Consorzio di Bonifica Delta del Po** di Taglio di Po (RO) e la **Regione Veneto** per aver autorizzato la divulgazione di testo ed immagini tratte da: "Interventi per la tutela, la promozione e lo sviluppo della zona costiera del Veneto e per la creazione di zone di tutela biologica marina (L.R. 12/07/2007 n. 15). Progetto per la gestione dell'allestimento di barriere artificiali sommerse". Quaderno del Consorzio, 2012: 126 pp.



Poriferi (in alto) ed Echinodermi (*Ophiothrix fragilis*, in basso) su corpi morti di impianti di mitilicoltura in Veneto (fonte: Archivio del Consorzio di Bonifica Delta del Po).

INDICE

Presentazione p. 8

**Parte prima. Considerazioni sull'efficacia delle strutture
sommerse in base alla bibliografia specialistica**

1. Introduzione p. 9

2. Natura ed obiettivi della rassegna bibliografica effettuata p. 12

3. Descrizione generale delle "barriere artificiali" (o "BA")
utilizzate per incrementare le rese di pesca, loro prevalente
localizzazione a livello mondiale e differenze regionali p. 14

4. Definizione delle barriere per la pesca o con altri obiettivi
bio-ecologici e loro distinzione da altre strutture artificiali
sommerse p. 16

5. Interazioni di "barriere artificiali" per la pesca con
Teleostei (pesci ossei) p. 17

6. Interazioni di "barriere artificiali" per la pesca con
Elasmobranchi e Cefalopodi p. 22

7. Colonizzazione di "barriere artificiali" ad opera di specie
animali o vegetali sessili ed alterazioni indirettamente indotte
nella fauna ittica e nella microfauna dei sedimenti circostanti p. 23

8. Uso di strutture artificiali sommerse a modesto volume

unitario per favorire la diffusione di determinate specie di macroalghe e di invertebrati sessili o con limitata mobilità	p. 26
9. Indicazioni dalla bibliografia sulla rilevanza delle “barriere artificiali” per l’incremento delle rese di pesca o per la gestione locale di risorse ittiche bersaglio	p. 28
10. Selezione dei siti di installazione di “barriere artificiali” per la pesca e relativo materiale costitutivo	p. 30
11. Discussione e conclusioni	p. 33
12. Bibliografia citata (1)	p. 39

Parte seconda. Caso di studio del Veneto: le barriere artificiali antistanti la Sacca del Canarin (RO)

1. Introduzione	p. 53
1.1 Legge Regionale n. 15	p. 54
1.2 Piano di monitoraggio	p. 55
2. Materiali e Metodi	p. 56
2.1 Scelta del sito	p. 56
2.2 Tipologia barriere	p. 57
2.3 Rilievi geofisici (SSS e Multibeam)	p. 64
2.4 La comunità epibentonica di fondo duro	p. 64
2.5 La comunità ittica	p. 70
3. Risultati	p. 74

3.1 Indagine geofisica (SSS e Multibeam)	p. 74
3.2 Descrizione dei popolamenti epibentonici di fondo duro	p. 81
3.3 Descrizione della comunità ittica	p. 92
4. Discussione	p. 102
4.1 Analisi geofisica	p. 102
4.2 Analisi dei popolamenti epibentonici di fondo duro	p. 102
4.3 Analisi della comunità ittica	p. 103
5. Conclusioni	p. 104
6. Bibliografia citata (2)	p. 108

PRESENTAZIONE

In molti siti delle coste del Mediterraneo settentrionale sono stati da tempo installati, su fondali generalmente di modesta profondità, strutture solide sommerse aventi lo scopo (almeno a livello di intenzioni) di favorire la sopravvivenza dei giovanili o la riproduzione degli adulti di alcune specie ittiche.

Questa tipologia di intervento trae ispirazione da molteplici esperienze straniere, segnatamente nelle acque marine costiere di alcune nazioni dell'Asia orientale, da cui risulta che strutture artificiali sommerse appositamente concepite per interessare aree relativamente ampie di fondale sedimentario ospitano, dopo un adeguato lasso di tempo, una fauna ittica diversa da quella originale, concentrata attorno ai corpi immersi, e quindi di fatto agevolano, sotto vari aspetti, alcune forme di pesca.

I corpi immersi possono inoltre consentire alle fasi giovanili di alcune specie di trovare rifugio nei confronti dei loro predatori naturali e ciò può favorire la loro sopravvivenza, in ambito locale. Un'altra utile funzione delle citate strutture artificiali può essere quella di ostacolare la pesca a strascico illegale all'interno della medesima fascia costiera.

In relazione al notevole numero di strutture sommerse di questo tipo esistenti lungo le coste italiane e all'interesse che enti pubblici e privati continuano a manifestare a riguardo, con l'obiettivo di "risollevarne" localmente la pesca professionale o ricreativa, i curatori hanno ritenuto utile fornire nella prima parte del Quaderno un'analisi dei lavori esistenti nella pertinente letteratura scientifica al fine di individuare sia i risultati biologici che ci si può attendere a medio e lungo termine, sia i problemi esistenti nel conseguimento degli obiettivi iniziali.

Nella seconda parte, invece, vengono esposti in forma sintetica i risultati ottenuti in un caso di studio riguardante il Veneto (fondali marini antistanti la Sacca degli Scardovari, Rovigo).

A fronte di approcci regionali dei più vari, spesso non coordinati sul territorio nazionale, l'auspicio è che il paese, come ad esempio ha fatto la Spagna nel 2008, si doti di linee guida e/o strumenti normativi idonei ad evitare interventi che, pur investendo ingenti fondi pubblici, spesso sono condotti senza i necessari presupposti scientifici e senza prevedere il monitoraggio, condizioni necessarie per una gestione razionale di queste aree, che altrimenti possono rimanere abbandonate a stesse e di cui si può facilmente perdere traccia.

Il Presidente dell'ISPRA

Prof. Bernardo de Bernardinis

PARTE PRIMA. CONSIDERAZIONI SULL'EFFICACIA DELLE STRUTTURE SOMMERSE IN BASE ALLA BIBLIOGRAFIA SPECIALISTICA

di Michele Romanelli e Otello Giovanardi

1. INTRODUZIONE

Il comportamento aggregativo di esemplari di numerose specie di Teleostei (gruppo sistematico cui appartiene la quasi totalità dei pesci ossei) marini e, in minor misura, anche di individui appartenenti ad altri grandi gruppi animali (es. crostacei decapodi) attorno a strutture solide presenti sul fondo marino, oppure nella colonna d'acqua o alla sua superficie (ad es., navi ormeggiate o scafi affondati), fu probabilmente osservato, nel corso dei secoli, dalle comunità pescherecce di diverse parti del mondo e da esse utilizzato a proprio vantaggio, ma le testimonianze a riguardo sono scarse e parte di esse si rifanno ad epoche relativamente recenti (Bergstrom, 1983; D'Cruz et al., 1994; Kim et al., 2008a; Freary et al., 2011).

A partire dalla metà del XX secolo si affermò in Giappone, anche grazie ad una locale forte disponibilità di materiale solido inerte per l'edilizia o per lavori pubblici di vario genere, l'idea di installare strutture sommerse di notevoli dimensioni (denominate *artificial reefs* nella bibliografia inglese ed in quella italiana di solito "barriere artificiali" o, in passato, anche "scogliere artificiali") su fondali marini di modesta profondità, al fine di "attrarre" specie ittiche dalle aree circostanti grazie al loro "tigmotattismo" (ossia la tendenza a preferire ambienti strutturati rispetto a quelli privi di riferimenti visivi; Brickill et al., 2005), oppure perché le specie interessate possono trovare nei nuovi ambienti riparo nei confronti di predatori e delle correnti, oppure perché l'insediamento di organismi sessili sulle pareti di recente immersione dà origine a nuove catene alimentari.

Il progetto per la creazione di queste installazioni era legato sia alla grande rilevanza della pesca e dell'acquacoltura in quel Paese, sia ad esperienze preliminari condotte nei due decenni precedenti, nonché a pratiche tradizionali esistenti in alcune aree ove, fin dai secoli XVII-XVIII, si procedeva al pianificato affondamento in acque litorali di imbarcazioni in disuso o di gruppi di grosse pietre al fine di ottenere migliori rese di pesca nei siti interessati (Mottet, 1985; Sato, 1985).

Nello stesso periodo affini esperienze furono condotte nelle acque dolci e marine degli Stati Uniti posizionando strutture di ridotte dimensioni, onde "creare" (o tentare di farlo) siti più soddisfacenti per i pescasportivi, adoperando spesso materiali a basso costo (generalmente denominati *material of opportunity*, ossia "d'occasione", ma che spesso sono di scarto e quindi la cui potenziale pericolosità come fonte d'inquinamento chimico deve essere attentamente valutata), onde poter poi recuperare buona parte delle spese tramite tariffe di accesso ai siti stessi.

In seguito queste strutture per la pesca (professionale o sportiva) sono andate progressivamente diffondendosi fino ad essere oggi presenti, seppure in maniera molto disomogenea in termini di numero di siti e di volumi medi immersi, lungo le coste di circa 50 nazioni o territori (Seaman, 2002).

In tempi relativamente recenti l'installazione mirata di corpi solidi in alcuni siti

è stata utilizzata per finalità bio-ecologiche, ad esempio per facilitare l'insediamento di determinate specie (o gruppi di specie) sessili animali o vegetali legate a substrati duri (es. coralli, o macroalghe costituenti il *kelp*), cosicché i progetti relativi a queste strutture sommerse sono da considerarsi i primi passi verso forme di "Ingegneria ecologica" miranti al ripristino, in aree marine biologicamente impoverite, delle comunità bentoniche preesistenti o all'insediamento di altre in grado di assicurare (almeno nelle intenzioni dei pianificatori delle barriere in questione) buoni livelli di ricchezza specifica e di produttività primaria o secondaria.

Analogamente sono state progettate costruzioni di piccole dimensioni per offrire riparo ai giovanili di pregiati pesci o crostacei sedentari e tentare di aumentarne la sopravvivenza fino a taglie più elevate (Fig. 1).

Nel contesto di "ingegneria ambientale" sono classificabili anche le esperienze condotte negli ultimi anni in alcuni siti della piattaforma continentale attorno al Giappone con installazione di enormi strutture sommerse (con volumi fino a 250.000 m³), come pure quelle affini pianificate per il futuro con affondamento di grosse navi in siti a profondità più elevate, per facilitare locali fenomeni di *upwelling* (ossia "risalita") di acque di fondo ricche di sali nutritizi, consentendo una più forte produzione di fitoplancton.

Tutte le citate strutture sommerse differiscono da quelle installate sui fondali a scopo estrattivo (perforazioni, asportazione di sedimenti), per la protezione della linea di costa da onde e maree in quanto quest'ultime sono opere "Ingegneristiche", ossia nella pratica concepite come se non ci fosse alcuna interazione con specie marine viventi.

A nostro parere rientrano in questo ambito anche le cosiddette "barriere antistrascico" che da 10-15 anni si stanno installando, in gran numero, lungo le coste mediterranee della UE perché, pur avendo finalità di protezione nei confronti delle risorse ittiche, esse sono costituite da strutture solide di grandi dimensioni posizionate sui fondali in modo da ostacolare fisicamente il passaggio delle reti su di esso trainate e quindi le "barriere" di tale fatta interagiscono con le imbarcazioni da pesca piuttosto che con determinate specie animali o vegetali (striscia mediana in Fig. 1).

Analogamente esiste difformità, seppure parziale, tra le "barriere artificiali" (o "BA") oggetto della presente nota e le strutture installate in mare a scopi di acquacoltura perché quest'ultime presuppongono interventi umani nella gestione del ciclo vitale delle specie allevate (es. semina, diradamenti, controlli sanitari, etc.), mentre in tutti i casi prima citati l'unico intervento umano è costituito dall'installazione in mare delle strutture sommerse medesime.

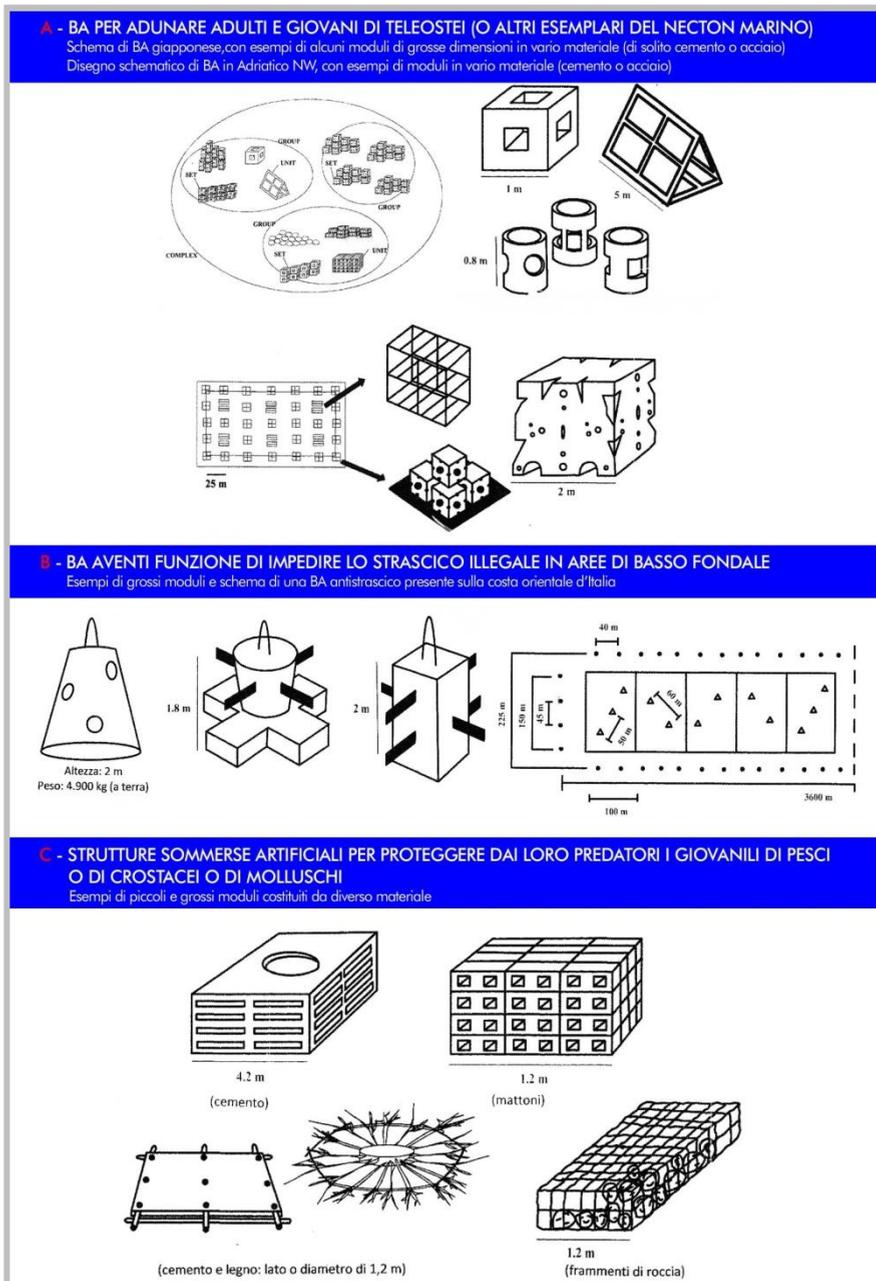


Figura 1 Barriere sommerse aventi differenti finalità, con loro organizzazione in "moduli" e "set", più piano generale delle varie installazioni sul fondale (singoli oggetti non in scala e modificati da: Mottet, 1985; Hixon e Beetle, 1989; Fabi e Fiorentini, 1997; Revenga et al., 1997; Fabi, 2006; Caddy, 2007; Giansante et al., 2010).

2. NATURA ED OBIETTIVI DELLA RASSEGNA BIBLIOGRAFICA EFFETTUATA

A causa dell'ostacolo costituito dalle lingue di origine dei vari rapporti tecnici ed articoli scientifici si dispone, a livello internazionale, di scarse informazioni sulle grandi "barriere artificiali" (o BA) per la pesca presenti sui fondali marini costieri dell'Asia centro-orientale e la maggior parte di esse derivano da lavori in inglese del decennio 1981-1990 (che in parte erano traduzioni di preesistenti pubblicazioni in giapponese), e quindi se ne ottiene un quadro d'insieme che prevalentemente risale ad alcuni lustri or sono (Ogawa, 1982; Chang, 1985; Mottet, 1985; Grove et al., 1991; Kakimoto, 1991).

In base a ricerche tramite comuni motori di ricerca ed il noto repertorio bibliografico "ASFA" ("*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*", ove si sono inserite combinazioni delle parole *artificial*, *breakwater*, *fish*, *fishing*, *mariculture*, *reef(s)* associate ai nomi geografici *Japan*, *Korea*, *Taiwan*, *Thailand* – nonché agli aggettivi inglesi da essi derivati o ai nomi di singole aree costiere negli Stati citati) sono stati rinvenuti pochi lavori recenti in inglese relativi a BA per la pesca nelle aree interessate ed analogamente scarsi risultati sono stati ottenuti dall'esame della bibliografia riportata in essi (Matsuoka, 1999; Kim, 2001; Supongpang, 2006; Kim et al., 2008a; Ito, 2011; Kang et al., 2011; Kheawwongjan e Kim, 2012; Chuang et al., 2012).

In questa situazione si è provveduto ad esaminare circa 350 articoli in italiano ed in inglese (nonché, in ridotto numero, in francese e spagnolo) individuabili nella bibliografia scientifica relativamente a BA per la pesca (ed in minor misura anche quelle con altri "obiettivi bio-ecologici") presenti nei mari o negli oceani di diverse parti del mondo (dando particolare rilevanza alle strutture presenti nelle acque italiane o del Mediterraneo), ciò indipendentemente dal volume complessivo immerso nei vari siti ed alla natura dei materiali ivi utilizzati, sebbene si sia prestata attenzione ad ambedue i fattori nell'interpretazione dei dati sperimentali riportati nei singoli lavori (Tab. 1).

Questa indagine su un lotto relativamente cospicuo di lavori (pur essendo la bibliografia esaminata del tutto minoritaria rispetto a quella complessivamente disponibile sul tema; Bortone, 2006) è stata motivata dalla necessità di tentare di individuare alcuni "caratteri comuni" (es. prevalenza di determinate specie o gruppi di specie nell'ambito della fauna ittica di una regione bio-geografica) a gran parte delle BA per la pesca che potessero, pertanto, essere utili come "punti di riferimento" nella pianificazione di questo tipo di strutture sommerse.

La presente nota si differenzia dalle *review* (ossia rassegne bibliografiche) fatte in diversi periodi sulle BA presenti sui fondali antistanti le coste italiane o d'Europa (es. Bettoso et al., 2006 o Fabi e Spagnolo, 2011) perché strettamente incentrata sui lavori concernenti l'uso di strutture sommerse per facilitare l'attività della pesca sportiva e/o della pesca professionale esercitata con attrezzi fissi o per incrementare, almeno a livello locale, alcune delle loro specie bersaglio.

Questo approccio è stato privilegiato, escludendo pertanto le BA con "funzioni antistrascico" o quelle operanti come strutture di allevamento, perché sono quelle potenzialmente più utili per i pescatori professionali, sportivi e ricreativi ed in quanto potrebbero essere un mezzo per migliorare le conoscenze di alcuni dei processi ecologici che avvengono nei siti marini interessati, e quindi poterli in futuro influenzare in maniera mirata. Inoltre si è tentato di chiarire,

in forma per quanto possibile sintetica e comprensibile, quanto gli studi finora svolti consentano di giungere all'obiettivo in questione, mentre si è data minore importanza alla precisa esposizione dei dati di vario tipo ottenuti in BA di tutto il mondo.

Tab. 1 Suddivisione dei lavori esaminati per periodo ed area geografica di riferimento.

Aree/Periodi	≤1970	1971-80	1981-90	1991-00	≥2000	Totale area/e
BA su fondali marini italiani	0	1	7	23	27	58
BA su fondali di altre zone mediterranee o Atlantico est	0	0	3	21	37	61
BA su fondali della costa atlantica USA (o altre aree Atlantico ovest)	0	2	14	14	17	47
BA su fondali della costa USA sul Pacifico (eccetto le Hawaii)	2	0	5	5	7	19
BA su fondali coste giapponesi	0	1	22	18	11	52
BA in altre aree del Pacifico Nordoccidentale	0	0	1	2	16	19
BA su fondali di altre aree del Pacifico (incluse le Hawaii)	0	2	2	15	9	28
BA su fondali marini non precisamente localizzati	0	4	6	22	35	67
Totale periodo/i	2	10	60	120	159	351

3. DESCRIZIONE GENERALE DELLE "BARRIERE ARTIFICIALI" (O "BA") UTILIZZATE PER INCREMENTARE LE RESE DI PESCA, LORO PREVALENTE LOCALIZZAZIONE A LIVELLO MONDIALE E DIFFERENZE REGIONALI

Le barriere artificiali utilizzate per incrementare le catture di pesca sono strutture solide con profilo verticale, generalmente di non oltre 5-6 m (sebbene in alcuni siti lungo le coste di Giappone e Sud Corea vi siano "torri" in acciaio per attrarre pesci con altezze fino a circa 25 m, ma sempre non oltre il 35% della colonna d'acqua), presenti in siti marini a copertura sedimentaria, che sono raggruppate in modo che le singole strutture siano poste a distanze reciproche variabili, in accordo con quanto pianificato nei singoli casi. Ciascuna struttura verticale isolata può essere costituita da un unico corpo solido (cubo in cemento, scafo affondato, rocce) o da più corpi unitari contigui (o giustapposti, ossia posizionati in modo tale che la loro distanza reciproca sia mediamente inferiore a 5 volte la massima dimensione lineare di tutti o della maggior parte dei singoli elementi) mentre le strutture verticali sono usualmente distanziate di alcune decine di metri (di solito non oltre 50-100 m e spesso sensibilmente meno, ciò in relazione al volume delle singole strutture isolate) se sono destinate ad interagire come un'unica entità attrattiva (ossia una "barriera artificiale") nei confronti di specie ittiche dotate di buona mobilità.

In base alle esperienze in siti marini lungo le coste di Giappone e Sud Corea (le nazioni ove esistono le più grandi strutture al mondo con funzione attrattiva verso specie ittiche oggetto di pesca; Kim, 2001; Supongpang, 2006; Ito, 2011; Chuang et al., 2012) due o più "barriere artificiali" del tipo descritto possono coesistere una accanto all'altra, ad una distanza minima reciproca che di solito non supera i 1.000 m, per costituire un insieme (o "sistema") di BA collegate tra loro in termini bio-ecologici perché lotti di animali si spostano dall'una all'altra (cfr. parte superiore sinistra in Fig. 1).

A causa della disposizione modulare delle "barriere artificiali" sono state rilevate, nella letteratura scientifica esaminata, alcune incongruenze tra le diverse fonti riguardo al loro numero in determinate aree geografiche (ad es., secondo Chuang et al., 2012, alla stesura del loro lavoro sui fondali costieri di Taiwan vi erano circa 60 BA, ma in siti Web delle locali associazioni di pescatori si afferma che esse ammonterebbero a circa 800, quindi è chiaro che nel caso specifico si sono considerate separatamente tutte le strutture sommerse raggruppate in singole BA) o nella terminologia utilizzata nei diversi lavori per distinguere le strutture costitutive delle "barriere" per la pesca perché per "modulo" si può intendere sia ciascuna delle strutture verticali isolate presenti in una BA sia il volume minimo unitario utilizzato per la loro costruzione.

Nella parte superiore di Fig. 1 è schematizzata la citata "composizione modulare" delle BA per la pesca basata su raggruppamenti di strutture isolate in gran parte simili tra loro, con indicazione anche della terminologia usata nella presente nota ("modulo": corpo solido di minime dimensioni riconoscibile in una "barriera artificiale" ed individualmente posizionabile sul fondale marino; "set": insieme di moduli contigui o giustapposti; "barriera" o "barriera artificiale": gruppi di *set* posizionati ad una distanza media reciproca non oltre 50-100 m) e sono rappresentati i molteplici tipi di "moduli" – differenti per la natura del materiale costitutivo (cemento, ceramica, acciaio, plastica, legno e loro combinazioni) e per la forma ed il volume idealmente definito – che risultano essere utilizzati nella installazione di strutture per la

pesca sui fondali marini, come pure le differenze esistenti nei moduli in relazione ai precisi obiettivi bio-ecologici definiti (più spesso solo auspicati, cfr. il testo più oltre) per le singole BA.

Nel caso delle già citate "BA antistrascico" (che sono, ormai da qualche anno, le barriere artificiali più ampiamente estese sui fondali costieri italiani e di altre aree del Mediterraneo settentrionale; cfr. Ministerio Medio Ambiente España, 2008; Fabi e Spagnolo, 2011) i "moduli", ossia i corpi di volume minimo individualmente posizionati sul fondo marino, sono assai massicci, talvolta con pesi superiori a 4 tonnellate (Ramos-Esplà et al., 2000) in acqua, oppure più leggeri ma costituenti ampie strutture cave sul terreno che ostacolano il passaggio delle reti, essendo questi corpi solidi posti ad alcune decine di metri l'uno dall'altro onde occupare, e "difendere", tratti per quanto possibile ampi di fondale. Onde aumentare le capacità di difesa contro le reti trainate sul fondo alcuni moduli possono avere sporgenze che aumentano l'ingombro e possono lacerare le reti stesse. In accordo con la loro funzione, la struttura e la localizzazione delle "BA antistrascico" sono concepite più per impedire lo strascico illegale sulla parte più esterna della "fascia costiera" (ossia la zona fino tre miglia dalla costa o fino all'isobata di 50 m ove l'uso di reti trainate sul fondo o a mezz'acqua è interdetto dalla vigente legislazione nazionale) che per dare protezione ad esemplari della macrofauna nei confronti dei loro predatori naturali o per fornire siti preferenziali per le operazioni dei pescasportivi e/o della piccola pesca professionale.

Attualmente si ammette che a livello mondiale esistano letteralmente migliaia di strutture intenzionalmente posizionate sui fondali marini al fine di facilitare la pesca, sia direttamente aggregando esemplari di specie e taglia commerciale e sia indirettamente favorendo l'accrescimento o la sopravvivenza dei giovanili, ma come già accennato BA di grosse dimensioni (ossia con volumi immersi di alcune centinaia o migliaia o perfino alcune decine di migliaia di metri cubi per ciascuna di esse, BA nel seguito denominate anche "industriali") ove i pescatori professionali risultano operare con buona o discreta frequenza sono presenti, come testé accennato, solo su fondali antistanti le coste di Giappone, Sud Corea, Taiwan e quelle della Thailandia, sebbene in quest'ultima area le BA abbiano minori volumi medi immersi. Se si fa eccezione per le prima citate "barriere antistrascico", altrove le BA per la pesca hanno volumi modesti (spesso poche decine di metri cubi, salvo nel caso di strutture riconvertite da precedenti usi, come ad esempio avviene con l'intenzionale affondamento di grosse imbarcazioni o di strutture dismesse per perforazioni sottomarine) ed in molti casi sono installate per iniziativa di gruppi locali, senza associati studi di valutazione preliminare o a posteriori. In altri casi, invece, le BA sono costruite principalmente con finalità scientifiche, di solito per accrescere le conoscenze sulla biologia di una o più specie, e quindi sono oggetto di appositi studi, sebbene spesso essi siano prevalentemente descrittivi, ossia mirati a monitorare i mutamenti nel corso del tempo dei popolamenti presenti sulle o attorno alle BA piuttosto che a delucidare i sottostanti processi ecologici (Bortone, 2006).

Sebbene le informazioni reperite riguardo alla distribuzione geografica delle BA per la pesca siano incomplete ed alquanto "datate" (cfr. Tab. 1) la stessa difficoltà nell'ottenere dati più recenti e le indicazioni riportate in alcune rassegne bibliografiche prodotte in tempi recenti lasciano supporre che la distribuzione geografica delle BA non sia sostanzialmente mutata rispetto ad alcuni lustri or sono e quindi le BA industriali siano presenti solo in prossimità

delle coste dei menzionati Stati dell'Asia orientale (tuttavia in anni recenti BA di cospicue dimensioni sono state installate in due siti della costa del Portogallo meridionale e su fondali antistanti la città di Marsiglia; Leitão et al., 2008; Dubois et al., 2012).

Le fonti consultate indicano, in particolare, che circa 20 anni fa le BA antistanti le coste giapponesi corrispondevano a circa 20 milioni di metri cubi di materiale solido immerso (allora pari a circa il 90% del totale mondiale; cfr. p. 22 in Bettoso et al., 2006) ed un decennio dopo quelle presenti nelle acque marine della Sud Corea davano un volume totale di 7.000.000 m³ (Kim, 2001).

Nelle acque marine costiere degli USA sono presenti numerose BA di piccole dimensioni costruite con materiale d'occasione o di scarto e la medesima tipologia di manufatti esiste anche lungo le coste australiane, mentre le autorità di alcuni Stati (Turchia, Iran, Qatar, Kuwait, Malaysia, Indonesia, Filippine) hanno avviato programmi di studio basati su piccole BA in vario materiale (Fauzi, 2010; Theparoonrat, 2011; Ajdari et al, 2011; Freary et al., 2011; Lök et al., 2011). In tempi recentissimi l'installazione di BA per la pesca sembra essere in fase di valutazione o di esecuzione anche in alcuni siti costieri in Cina (Guan, 2008; Chen et al., 2011).

Infine è importante rilevare che nei fondali del Golfo del Messico antistanti le coste USA vi sono 4.000 piattaforme, sia fisse che galleggianti, per l'estrazione di petrolio e gas ed esse sono note per influenzare sensibilmente, qui ed altrove, la distribuzione locale di adulti, giovanili e larve di alcuni Teleostei (Jorgensen et al, 2002; Kennan et al., 2007; Love et al., 2007; Gallaway et al., 2009) e lo stesso vale per le condutture sottomarine (50.000 km nell'area geografica in questione) tramite le quali il prodotto estratto viene trasferito alla terra o a piattaforme di carico.

Una modesta frazione di queste strutture sono destinate a divenire BA per la pesca al termine della loro vita operativa (Kaiser, 2006), ma questo tipo di utilizzo risulta interdetto da norme internazionali sia lungo le coste atlantiche d'Europa (Ospar, 2009) e sia in quelle del Mediterraneo (ciò ai sensi della Convenzione di Barcellona, del 1976, per la protezione di questo mare dall'inquinamento, con successive modifiche).

4. DEFINIZIONE DELLE BARRIERE PER LA PESCA O CON ALTRI OBIETTIVI BIO-ECOLOGICI E LORO DISTINZIONE DA ALTRE STRUTTURE ARTIFICIALI SOMMERSE

Nell'ambito della bibliografia esaminata sono state rinvenute tre definizioni parzialmente difformi di "barriere artificiali" fornite, rispettivamente, da Ospar (1999), Imo-Unep (2009) e Fao-Gfcm (2010).

Secondo la definizione Imo-Unep (2009) le BA sono strutture artificiali insediate su fondi marini per gestire le locali risorse ittiche o di altre specie marine commerciali, secondo Ospar (1999) queste strutture sono intenzionalmente collocate per replicare (o tentare di farlo) almeno parte delle funzioni ecologiche delle "barriere naturali" (ad esempio i processi ecologici tipici delle barriere coralline presenti in alcune zone dei mari tropicali o dei popolamenti animali o vegetali che colonizzano le parti sommerse dei tratti costieri rocciosi nei mari di tutto il mondo), mentre quella di Fao-Gfcm (2010) evidenzia maggiormente gli obiettivi cui le BA concretamente mirano perché essa prevede che queste installazioni servano ad aggregare o a incrementare

la biomassa di specie marine, nonché a proteggere le comunità bentoniche dei fondi marini.

La definizione di Ospar (1999) appare più “ecologica”, ed in parte anche “ideale”, mentre le altre due sembrano più “concrete” e descrivono gli effetti più frequentemente conseguiti dalle BA esistenti. Grazie alla loro struttura lassa, costituita da corpi immersi distanziati tra loro, e/o poco elevata rispetto al fondo marino, le BA per la pesca (nonché quelle utilizzate per altri scopi bio-ecologici, quali ad esempio quello di fornire supporto per l'insediamento di macroalghe o di bivalvi filtratori onde facilitare la depurazione di acque cariche di nutrienti; Newell, 2004; Reed et al., 2006; Lee et al., 2008) sono facilmente distinguibili dalle massicce strutture sommerse installate sui fondali antistanti i tratti costieri più urbanizzati per difenderli dall'azione erosiva di onde e correnti marine (es. Airoidi et al., 2005).

Anche nei casi di strutture sommerse per la pesca che si ergono per 10-30 metri sopra il fondale marino, per attrarre specie animali che si muovono nella parte superiore della colonna d'acqua (Takahashi et al., 2007; Kim et al., 2008), o per facilitare fenomeni di *upwelling* (“risalita”) di masse d'acqua di fondo (Seto e Sato, 2004; Okano et al., 2011), la distinzione rispetto alle citate installazioni di difesa di tratti costieri relativamente ampi dall'erosione è netta, perché quelle del primo tipo sono in gran parte “vuote” (in quanto costruite saldando travi a formare figure tridimensionali cave), mentre quelle successivamente menzionate sono presenti solo in determinati siti marini in cui la conformazione dei fondali e le caratteristiche idrologiche delle masse d'acqua possono consentire, in alcuni periodi, la loro ascensione verso la superficie.

5. INTERAZIONI DI “BARRIERE ARTIFICIALI” PER LA PESCA CON TELEOSTEI (PESCI OSSEI)

Indagini basate su osservazioni visive subacquee, prove di pesca, uso di eco-localizzatori hanno evidenziato che l'installazione di corpi solidi sommersi su fondali marini o lacustri a copertura sedimentaria spesso determina il formarsi attorno ad essi, nel giro di pochi giorni o ore, di aggregati di esemplari di alcune delle specie di Teleostei presenti nel sito e nel periodo interessato, con concentrazioni numeriche o ponderali significativamente superiori a quelle rinvenibili in aree sedimentarie della stessa ampiezza situate nei pressi ed alla medesima profondità (Carlisle et al., 1964; Bombace, 1977; Stone et al., 1979; Bohnsack e Sutherland, 1985; Stephan e Lindquist, 1989; Okamoto, 1991; Terashima et al., 2007; Leitão et al., 2008).

In queste primissime fasi l'attrazione avviene prevalentemente per tigmotattismo (ossia per effetto di stimoli sensoriali, immagini, odori ed onde sonore che gli esemplari di alcuni pesci ricevono dalle strutture sommerse; Mottet, 1985; Brickill et al., 2005) e per il formarsi di zone protette rispetto alle correnti di fondo (Grove et al., 1991; Oh et al., 2011).

Monitorando con diverse metodologie (ispezioni subacquee di sommozzatori o tramite videocamere teleguidate, prove di pesca, rilevazioni acustiche con sonar o ecoscandaglio) aree più o meno ampie attorno a BA di nuova installazione nel corso del tempo è possibile osservare che gli aggregati di

Teleostei formatisi sono poi soggetti a mutamenti nella loro composizione – in termini di specie, abbondanza numerica o taglie prevalenti – dovute a spostamenti diurni o notturni delle varie specie (Ogawa, 1982; Santos et al., 2002; Sala et al., 2007; Lök et al., 2008), o collegati al reclutamento di giovanili nell'area (o anche nella singola struttura immersa; Bohnsack et al., 1994; Bayle-Sempere, 2001; Palandri et al., 2006; Love et al., 2007; Leitão et al., 2009) o ad altre fasi del ciclo vitale delle specie (Santos et al., 2005; Ito, 2011).

In serie di rilevazioni svolte con sufficiente frequenza per alcuni anni si osserva spesso un progressivo incremento, pur con oscillazioni dovute a fattori stagionali o di altra natura, del numero di specie ed individui o della complessiva biomassa di Teleostei osservati, fino a raggiungere un *plateau* che poi si stabilizza per tempi relativamente lunghi e questo processo è attribuito, almeno in parte, alla contemporanea colonizzazione da parte della fauna (o anche flora) sessile locale delle superfici nude delle costruzioni artificiali, in quanto ciò consente agli esemplari di alcuni pesci di mimetizzarsi entro e tra le strutture artificiali o di trovare in esse idonee fonti di cibo. Questo processo, detto di “maturazione”, è importante per lo sfruttamento degli stessi aggregati ittici e ciò spiega perché le BA costruite lungo le coste mediterranee della UE sia di solito previsto il divieto di pesca per i primi tre anni (Santaella e Ravenga, 1995; Scarcella et al., 2004) mentre Ogawa (1982) suggerì l'adozione del medesimo provvedimento in Giappone per 6-24 mesi dall'installazione delle strutture.

Negli aggregati di Teleostei di strutture sommerse “mature” è possibile evidenziare come alcuni pesci sviluppino, in relazione alle caratteristiche ecologiche ed etologiche proprie della loro specie e del loro stadio di sviluppo, precise relazioni con i corpi immersi perché, ad esempio, cercano riparo dai propri predatori o dalle correnti nelle cavità o interstizi esistenti tra le strutture o creati scavando il sedimento al di sotto di esse mentre gli esemplari di altre specie ittiche si mantengono prevalentemente ad una certa distanza dai corpi solidi immersi ed altri pesci non sembrano avere alcuna interazione perché i dati di rilevamento sulla loro abbondanza, frequenza e dislocazione attorno alle BA risultano simili a quelli tipici dei circostanti siti a fondo sedimentario (Ogawa, 1982; Chang, 1985; Grove et al., 1991).

Molte delle specie ittiche che evidenziano “rapporti stretti” con le strutture sommerse in termini spaziali o loro continuità nel tempo sono quelle che abitualmente vivono negli ambienti rocciosi naturali nella stessa area ed alla medesima profondità e l'iniziale colonizzazione di BA di nuova installazione avviene, in effetti, ad opera di individui provenienti dai popolamenti ittici di circostanti siti rocciosi, cosicché la distanza e la posizione da essi rispetto alle correnti prevalenti influenzano la velocità del processo ed i successivi scambi di individui tra distinti popolamenti ittici (Carlisle et al., 1964; Stone et al., 1979; Hueckel e Buckley, 1989; Chang, 1985; D'Anna et al., 1995; Relini et al., 2007). Per alcune piccole BA mediterranee collocate entro o nei pressi di praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile la colonizzazione ittica è risultata essere opera di Teleostei tipici di quell'ambiente (es. Labridae, Charbonnel, 1990; Moreno, 2002; Palandri et al., 2006) e lo stesso è noto per specie tipiche delle foreste di *kelp* nel popolare BA installate su fondali litorali della California (NE Pacifico) per favorire il ripristino di quella importante comunità di macroalghe (Reed et al., 2006).

Alla luce di quanto testé esposto diversi lavori suggeriscono di collocare le BA a 200-1.000 m da aree a fondo roccioso o con barriera corallina, essendo

la distanza maggiore nel caso di strutture artificiali con maggiore volume immerso e per le specie dotate di maggiore mobilità (Chang, 1985; Kakimoto, 1991; Supongpang, 2006; Chuang et al, 2011).

Anche esemplari di specie ittiche pelagiche, che quindi tendono a mantenersi nella parte superiore della colonna d'acqua e al di sopra di eventuali strutture sommerse presenti sul fondo, mostrano una concentrazione preferenziale attorno ad esse ma la cosa avviene ad una distanza di alcune decine o centinaia di metri dai corpi solidi immersi e gli esemplari di alcune specie (ad es. *Trachurus japonicus* Hottuyn e *Seriola quinqueradiata*, Temminck e Sclegel, nell'ambito della fauna ittica delle acque marine giapponesi; Mottet, 1985; Ito, 2011) tendono a spostarsi frequentemente tra BA situate ad alcuni chilometri di distanza tra loro.

Per queste specie sono importanti gli stimoli visivi e quindi per esse si concepiscono BA che si elevano per 20-35 m ed almeno fino al 20% della colonna d'acqua (Mottet, 1985; Terashima et al., 2007; Kim et al., 2008). Molteplici osservazioni subacquee hanno dimostrato che una notevole parte delle cavità ed interstizi disponibili nei e tra i corpi artificiali immersi sono occupati da pesci o altri animali di dimensioni idonee a trovarvi rifugio (Hixon e Beets, 1989; Kawasaki et al., 2003) cosicché le strutture artificiali costruite per sovrapposizione di massi di differente volume o comunque spazialmente più complesse (Bohnsack, 1991) ospitano una fauna ittica varia sia in termini di specie che di dimensione prevalente degli individui (Jessee et al., 1985; West et al., 1994; Charbonnel et al., 2000), mentre quelle con scarsa possibilità di offrire riparo dai predatori sono prevalentemente frequentate da pesci isolati di buona taglia o più piccoli ma a comportamento gregario (Alevizon et al, 1989; Charbonnel et al., 2000; Bayle-Sempere et al., 2001) (Fig. 2).



Figura 2 Barriera artificiale di Cesano-Senigallia: vista di una piramide (fonte: ISMAR-CNR di Ancona).

L'importanza della funzione rifugio delle BA per i pesci di piccole dimensioni

(Fig. 3) è dimostrato anche dal fatto che la diminuzione della loro abbondanza attorno ad alcune BA oggetto di studio fu attribuita alla presenza di loro predatori (Herrera et al., 2002; Grati et al., 2011) e talvolta si ritenne utile catturare preliminarmente gli esemplari di specie aggressive (es. Muraenidae) per meglio monitorare l'evoluzione del popolamento ittico nel tempo (Ogden ed Ebersole, 1981).



Figura 3 Barriera artificiale di Cesano-Senigallia: esemplare seminascosto di bavosa, Blennius tentacularis (fonte: ISMAR-CNR di Ancona).

Oltre ai “predatori apicali” (sia Teleostei che di altri gruppi animali), che cercano le loro prede tra i pesci che nuotano o stazionano entro e nei pressi delle strutture artificiali, è noto che nelle BA “mature” anche altri Teleostei trovano un’importante fonte di cibo (Fig. 4) nella fauna sessile insediata sulle pareti (come pure macroalghe, sebbene ciò avvenga più raramente perché si richiedono idonee condizioni di luce e di idrodinamismo) o gli invertebrati poco mobili che crescono quasi indisturbati nelle cavità dei moduli immersi o nel sedimento, e ciò è stato dimostrato in diversi lavori analizzando il contenuto stomacale di esemplari di determinate specie ittiche (Johnson et al., 1994; Fabi et al., 2006). Altri studi evidenziarono, al contrario, come gli individui di specie ittiche abbondanti attorno alle singole BA si alimentassero di altri Teleostei o della microfauna presente nel sedimento esterno, ed in quest’ultimo caso può talvolta verificarsi un impoverimento di questa fauna in prossimità dei corpi immersi (Kakimoto, 1982; Bortone et al., 1998; Vivekanandan et al., 2006).

In relazione alla citata possibilità di trovare rifugio o cibo nelle BA gli esemplari di alcune specie ittiche a comportamento territoriale possono permanervi per settimane o mesi, come dimostrato da studi di marcatura individuale (Davies, 1995; Jorgensen et al., 2002; Schroepfer e Szdelmayer, 2006) o svolti confrontando, rispetto a zone di controllo, i dati riguardanti l’incremento della taglia media di giovanili o adulti (Love et al. 2007; Palandri et al., 2006; Leitão et al., 2009; La Mesa et al., 2011) o la maturazione

delle gonadi di adulti nel corso della stagione riproduttiva (De Martini et al., 1994).



Figura 4 Barriera artificiale Cesano-Senigallia: esemplari di triglia di fango (Mullus barbatus) sulla superficie orizzontale di una piramide (fonte: ISMAR-CNR di Ancona)

Giacché le BA vengono prevalentemente installate su fondali marini di modesta profondità (5-35 m), perché caratterizzati da più alta produttività biologica (Mottet, 1985; Chuang et al., 2012, Kheawwongjang e Kim, 2012), i Teleostei ivi rinvenuti appartengono a famiglie tassonomiche tipiche della fauna ittica costiera nelle varie aree geografiche (Santos et al., 1997) e limitati "lotti" di specie dominano in termini numerici o di biomassa; Ogawa (1982), ad es., afferma che da studi giapponesi era noto che circa 150 specie di Teleostei fossero "attratte" dalle BA installate sui fondali marini di quel paese (già allora numerose, dal momento che Kakimoto, 1991, afferma che alla stesura del suo lavoro queste strutture erano 7.000 suddivise in 3.500 siti costieri) ma in una sua tabella riporta solo una trentina di specie come importanti in termini di catture.

Inoltre, l'abbondanza di queste specie o le loro catture erano soggette ad una più o meno rilevante stagionalità (Ogawa e Kuroki, 1982) e lo stesso vale, ovviamente, anche in altre aree geografiche o per rilevamenti condotti con altri metodi d'indagine (per BA presenti nei mari italiani: Fabi e Fiorentini, 1994; Palandri et al., 2006).

Nei mari temperati le forti oscillazioni stagionali dei livelli termici dell'acqua possono determinare, nei siti a profondità fino a 10-15 metri, la temporanea migrazione di molte specie ittiche allorché le temperature siano al di sotto o al di sopra di determinati valori soglia (Bortone et al., 1994; Bombace et al., 2000).

6. INTERAZIONI DI "BARRIERE ARTIFICIALI" PER LA PESCA CON ELASMOBRANCHI E CEFALOPODI

Diversamente da quanto avviene per i Teleostei, nei lavori consultati la presenza di Elasmobranchi (ossia squali, razze e specie affini) nei pressi di BA per la pesca (o altre strutture artificiali sommerse con scopi bio-ecologici) è raramente menzionata e riguarda sia individui di specie di fondo sedimentario (es. *Dasyatis sp.*), i quali presumibilmente cercano rifugio tra i moduli, e sia animali ad alimentazione piscivora (es. *Mustelus sp.*) attratti dall'aggregarsi di pesci ossei in quei siti (Turner et al., 1969; Fujita et al., 1996; Haroun ed Herrera, 2000).

Analogamente sono di carattere solo "qualitativo" le informazioni disponibili sulle interazioni tra BA e Cefalopodi (Fig. 5), ad esempio riguardo al rinvenimento di individui di alcune specie o di uova attaccate ai corpi immersi.

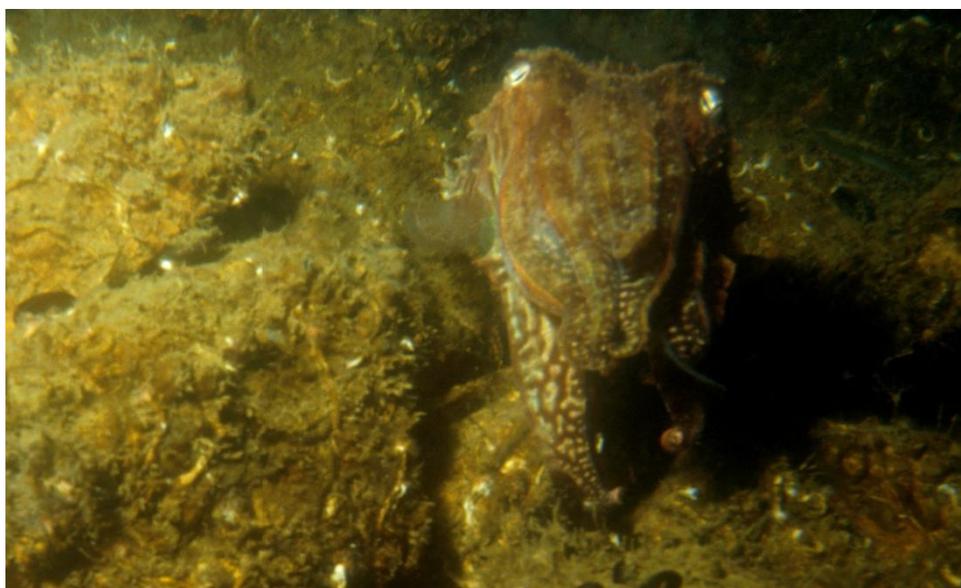


Figura 5 Barriera artificiale di Cesano-Senigallia: esemplare di seppia (*Sepia officinalis*) sul pietrisco di base di una piramide (fonte: ISMAR CNR di Ancona).

Secondo Kakimoto (1991) piccoli moduli collocati in acque molto basse e con cavità di adeguate dimensioni si dimostrarono utili per indurvi la deposizione di uova da parte di femmine del calamaro *Loligo bleekeri* Keferstein e la presenza di uova bentoniche o di giovanili ed adulti di Cefalopodi sono riportate in BA di studio esistenti in diverse aree geografiche (Frazer e Lindbergh, 1994; Haroun ed Herrera, 2000; Lök e Tokac, 2000).

In proposito è interessante notare come per il polpo *Octopus dofleini* (Wulker) (= *Enteroctopus dofleini* Hochberg) fu dimostrato come le catture annue di questo animale ottenute dalla piccola pesca professionale in due contigui tratti costieri dell'isola di Hokkaido (Nord Giappone) fossero aumentate nel 1960-89 in maniera proporzionale al volume totale delle BA ivi installate

(Polovina e Sakai, 1989), trend positivo presumibilmente legato alle abitudini territoriali dei polpi ed alla loro tendenza a nascondersi, nelle ore diurne, in buche nel terreno o altri ripari disponibili (Katsanevakis e Varriopoulos, 2004).

7. COLONIZZAZIONE DI "BARRIERE ARTIFICIALI" AD OPERA DI SPECIE ANIMALI O VEGETALI SESSILI ED ALTERAZIONI INDIRETTAMENTE INDOTTE NELLA FAUNA ITTICA E NELLA MICROFAUNA DEI SEDIMENTI CIRCOSTANTI

La colonizzazione da parte di macroalghe e di animali sessili delle pareti di BA di recente installazione (Fig. 6) è stato ampiamente studiato in siti marini di un po' tutto il mondo, evidenziando come le prime specie pioniere siano sostituite da altre per giungere ad aggregati floristici e faunistici che sono discretamente simili a quelli presenti su substrati duri naturali (Riggio, 1995).

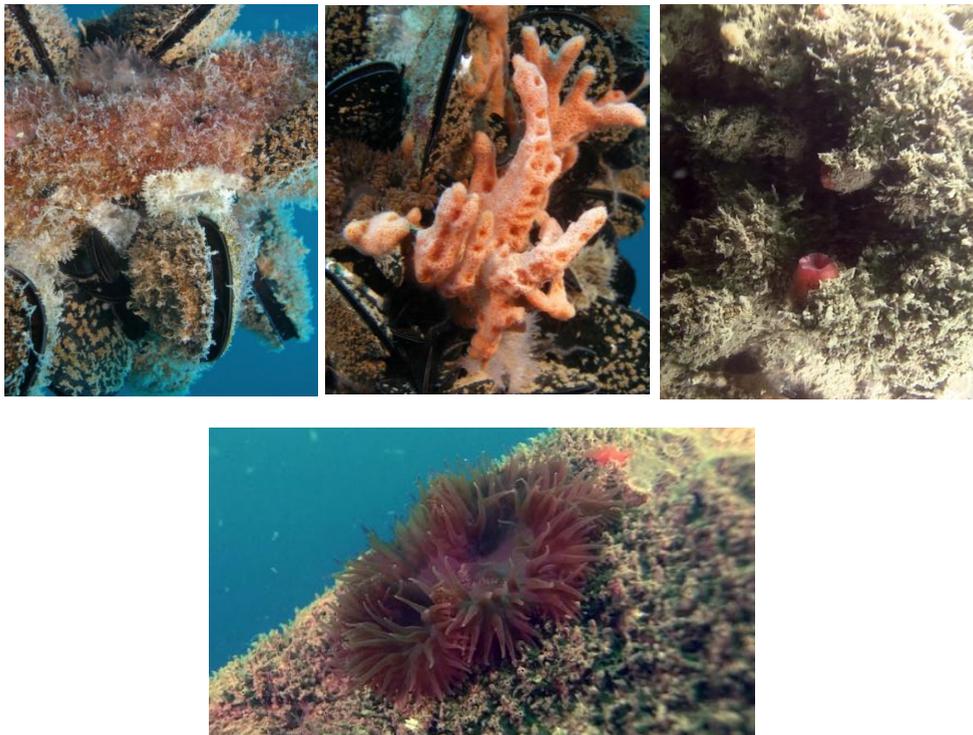


Figura 6 Esempi di flora e fauna sessile (alghe, mitili, spugne, mitili, tunicati, attinie) che si è insediata su "corpi morti" immersi in acque litorali venete (fonte: Archivio del Consorzio di Bonifica Delta del Po).

A tale riguardo è importante il periodo dell'anno in cui le strutture artificiali vengono immerse, perché la maggior parte delle specie sessili che sono localmente in grado di insediarsi sulle nuove superfici disponibili hanno una precisa stagione riproduttiva, nel corso della quale esse rilasciano in acqua

uova, spore, larve o stoloni (Sutherland e Karlsson, 1977; Ardizzone et al., 1996). Inoltre, l'iniziale processo di colonizzazione influenza, almeno in parte, il successivo insediamento da parte di altre specie sessili e quindi la struttura degli assembramenti presenti sulle nuove superfici a determinati intervalli di tempo da quello iniziale (Relini et al., 2007). Analogamente a quanto osservato per la formazione di aggregati ittici attorno a nuove BA anche per la colonizzazione da parte di specie sessili (Fig. 5) occorre che le strutture artificiali siano collocate sotto corrente rispetto a popolamenti sessili naturali ed a distanze non oltre i 500-1.000 metri (Airoldi et al., 2005), o anche meno se le strutture sono installate a qualche decina di metri di profondità (Svane e Petersen, 2001).

Il carico sedimentario in sospensione è importante riguardo alla colonizzazione da parte di macroalghe perché se eccessivo può impedire che ciò avvenga anche in siti marini di modesta profondità (Falace e Bressan, 1997; Grove et al., 1997) mentre il grado di movimentazione della colonna d'acqua gioca un ruolo nella prevalenza di fitoplancton o di macroalghe nella locale produzione primaria perché il primo richiede acque sufficientemente mosse affinché le cellule algali non affondino troppo velocemente, ed invece le seconde preferiscono acque più tranquille (Miller e Falace, 2000).

Dato che gli organismi sessili generalmente aderiscono strettamente alle superfici e di norma vi si insediano in forma permanente un'eccessiva durezza meccanica del substrato o l'eventuale rilascio di sostanze tossiche o nocive (tra cui anche quelle che alterino il pH all'interno degli organismi o nel volume d'acqua con cui essi sono a più stretto contatto) possono avere un effetto negativo sul popolamento di alcune specie e ciò spiega perché in molti Paesi si preferisca costruire le BA per la pesca con rocce calcaree o cemento da esse derivato (Riggio, 1995; Moschella et al., 2005). Inoltre, la superficie dei moduli immersi può essere appositamente resa "rugosa" onde incrementare la superficie totale disponibile e offrire microscopici "pozzetti" ove alcuni organismi sessili possano più facilmente installarsi. Ovviamente la durezza meccanica del substrato artificiale è meno importante per gli organismi sessili (es. macroalghe o balani) che aderiscono mediante sostanze adesive di varia natura e ciò risulta evidente dalla presenza di *fouling* sulle chiglie di navi da lungo tempo alla fonda o su strutture metalliche fisse (Schroder et al., 2006).

La composizione ed abbondanza dell'eventuale macrofauna filtratrice presente sulle superfici risultano influenzate anche dagli analoghi parametri relativi al fitoplancton e zooplancton di cui si nutrono e ciò spiega, tanto per citare esempi relativi a BA presenti nelle acque costiere del Mediterraneo, perché nelle strutture installate in prossimità delle coste italiane dell'Adriatico settentrionale dopo 1-2 anni dalla prima immersione dei manufatti siano stati spesso rinvenuti discreti o buoni popolamenti di mitili, *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck) (Fig. 7) e ostriche, *Ostrea edulis* (L.) o *Crassostrea gigas* (Thunberg) (Bombace, 1982; Fabi e Fiorentini, 1997) mentre in BA nelle acque marine della Sicilia settentrionale la macrofauna filtratrice sia costituita, alle medesime profondità, principalmente da spugne (Riggio, 1995).



Figura 7 Barriera artificiale di Cesano-Senigallia: gabbioni di calcestruzzo con mitili, *Mytilus galloprovincialis* (fonte: ISMAR-CNR di Ancona).

Anche osservazioni nell'ambito di una medesima BA o dei suoi componenti evidenziano l'influenza anche di modeste variazioni in alcuni parametri, ad esempio la quantità di luce sul fondo o la velocità delle correnti fluenti attorno ai corpi immersi, nel determinare la natura dei popolamenti sessili perché quest'ultimi differiscono nei punti della struttura ove varia l'intensità dei citati fattori ambientali (Riggio, 1995; Ardizzone et al., 1996).

Dato che le BA sono generalmente localizzate in siti marini a bassa profondità (nel Mediterraneo appartenenti all' *étage litoral superieur* definito da Peres e Picard, 1964; Santaella e Revenga, 1995; Fabi e Spagnolo, 2011) studi svolti in passato sui popolamenti sessili di substrati naturali o sul *fouling* di strutture portuali presenti nella stessa area geografica (Relini et al., 1994) ed alla medesima profondità forniscono utili informazioni sul tipo di popolamento sessile che si svilupperà in BA di nuova installazione.

Studi sul *fouling* indicano che la colonizzazione di nuovi substrati artificiali richiede 1-1,5 anni in acque marine temperate o temperate-calde e solo dopo questo lasso di tempo l'aggregato o comunità sessile si stabilizza in termini di biomassa e di composizione specifica, sebbene il tutto possa in seguito modificarsi in forma più o meno netta (Sutherland e Karlson, 1977; Cummings, 1994; Svane e Petersen, 2001). Dal momento che la composizione degli aggregati sessili è fortemente influenzata dalla continua

competizione tra varie specie per lo spazio disponibile, la precisa natura dei popolamenti ricoprenti in un determinato momento le pareti di una struttura artificiale varia in relazione all'abbondanza locale delle singole specie e alla loro fecondità e durata del ciclo vitale. Ovviamente se in un determinato periodo prevalgono per un tempo sufficientemente lungo condizioni ambientali fortemente negative (ad es., persistenti condizioni estive di ossigeno disciolto inferiori a 2 ml/l, come descritto da Otto, 1992, in alcune aree dell'Adriatico nord-occidentale a profondità di 10-30 m) il popolamento sessile e quello della microfauna mobile dei sedimenti circostanti può essere sensibilmente impoverito.

8. USO DI STRUTTURE ARTIFICIALI SOMMERSE A MODESTO VOLUME UNITARIO PER FAVORIRE LA DIFFUSIONE DI DETERMINATE SPECIE DI MACROALGHE E DI INVERTEBRATI SESSILI O CON LIMITATA MOBILITÀ

Giacché la costruzione di strade o di strutture portuali o altre opere di ingegneria nelle zone costiere implica spesso la distruzione o l'impoverimento per ampi tratti delle comunità bentoniche dei fondali marini più prossimi alla linea di costa, in alcune aree geografiche è stata sperimentata l'installazione di moduli a modesto volume unitario in cemento (Fig. 8) o roccia naturale (o altro idoneo materiale atossico) per favorire il reimpianto delle comunità originali o la loro diffusione nei siti circostanti (Clark ed Edwards, 1994; Pickering et al., 1998; Dupont, 2008).

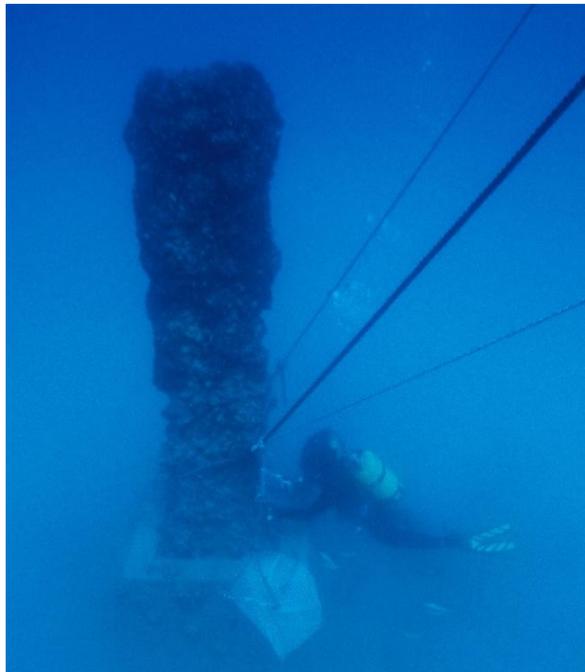


Figura 8 Barriera artificiale di Pedaso: campionamento su una struttura plinto-palo in cemento (fonte: ISMAR-CNR di Ancona).

Tuttavia nella maggior parte dei casi l'insieme dei moduli ospitano aggregati bentonici la cui composizione specifica differisce da quella delle comunità originali, confermando, pertanto, come in mare sia difficile ricostruire le comunità "tal quali" (Meier e Steimle, 1997). Conseguentemente le strutture artificiali del tipo citato hanno di solito lo scopo di alleviare alcuni effetti ecologici dovuti alla perdita delle comunità bentoniche originali sostituendo quest'ultime con aggregati per quanto possibile ricchi di specie e produttivi in termini di biomassa animale o vegetale (Johnson et al., 1994; Dupont, 2008; Kim et al., 2008b).

L'utilizzo di supporti artificiali per consentire il reimpianto della macroalga *Macrocystis pyrifera* (L.) Agardh (che è parte importante delle cosiddette *kelp forests*) in alcuni siti a bassa profondità antistanti le coste della California meridionale ha dato, negli ultimi 15 anni, esiti positivi dopo una prima serie di tentativi infruttuosi grazie alla messa a punto di moduli di forma più idonea (a "cavallo di Frisia") ed una maggiore conoscenza dei periodi di presenza di spore nel plancton delle varie località o sull'azione distruttiva di pesci fitofagi (Jessee et al., 1985; Patton et al., 1994; Reed et al., 2006) ed analoghi positivi risultati sono stati ottenuti lungo le coste italiane con *Cystoseira barbata* (Good. et Wood. Agardh) e con altre Pheophyceae lungo le coste della Sud Corea (Falace et al., 2006; Kim et al., 2008b). Nel caso di *M. pyrifera* un elemento chiave del discreto successo degli esperimenti di reimpianto sembra essere dovuto all'elevato tasso di accrescimento del tallo, alla lunga durata della stagione riproduttiva della specie ed alla sua elevata fecondità (Patton et al., 1994).

Prove *in situ* per il reimpianto di colonie di coralli ermatipici hanno fornito, invece, risultati parzialmente promettenti solo nelle prime fasi di insediamento delle larve o del loro successivo sviluppo, ciò forse a causa della scarsa compresenza di macroalghe incrostanti, dal momento che alcuni dati sperimentali suggerirebbero per queste alghe un ruolo coadiuvante nell'insediamento di larve di coralli (Richmond, 1997; Miller e Barimo, 2001; Miller, 2002).

Moduli di ridotte dimensioni (di solito meno di 1 m³ cadauno) sono stati installati in siti marini a diverse profondità per consentire una maggiore presenza di alcuni Crostacei o Molluschi sedentari ad elevato pregio commerciale tentando di offrire condizioni ambientali idonee per indurre la metamorfosi da stadi larvali a quelli giovanili o per la protezioni di questi ultimi o degli adulti dai loro predatori ma per i Crostacei Decapodi queste pratiche sono ancora in fase abbastanza sperimentale (Barber et al., 2009; Spanier et al., 2011) e lo stesso vale per alcune specie di Haliotidae, Gasteropodi detti anche "orecchie di mare" o abaloni, (Dixon et al., 2006; Lessard e Campbell, 2007), mentre dalla *review* di Morikawa (1999) risulta che una quindicina di anni fa non era chiaro quanto le immissioni annuali di giovanili di Haliotidae fossero concretamente utili per stabilizzare o incrementare le catture di pesca. In proposito è anche importante rilevare che i moduli per Crostacei Decapodi, abaloni o altri invertebrati pregiati devono essere di piccole dimensioni perché si ritiene che strutture più cospicue attirerebbero l'attenzione di Teleostei loro predatori (Arce et al., 1997; Spanier et al., 2011,) ed inoltre le caratteristiche devono essere diverse per i giovanili di Palinuridae *spp.* (ossia di aragoste) e quelli di *Homarus spp.* (astici) perché i primi spesso convivono nelle stesse tane per "mettere in comune" le proprie capacità di difesa (Lozano-Alvarez et al., 2010) mentre tra i secondi il sovraffollamento può determinare cannibalismo (Olin, 2000).

9. INDICAZIONI DALLA BIBLIOGRAFIA SULLA RILEVANZA DELLE "BARRIERE ARTIFICIALI" PER L'INCREMENTO DELLE RESE DI PESCA O PER LA GESTIONE LOCALE DI RISORSE ITTICHE BERSAGLIO

Storicamente l'installazione di strutture artificiali da parte di pescatori professionali o sportivi si è sviluppato, sia in mare che in acque dolci, con l'obiettivo di ottenere catture più abbondanti (o di maggior pregio) o con migliori rese per unità di sforzo (Mottet, 1985; Bohnsack et al., 1991; Doumenge, 1995; Bolding et al., 2004) in situazioni in cui queste ultime erano divenute sia nettamente inferiori a quelle registrate in precedenza e nel caso della piccola pesca artigianale poco sostenibili dal punto di vista economico (Marinaro, 1995; Kim, 2001; Ajdari et al., 2011; Chuang et al., 2012; Kheawwongjan e Kim, 2012).

In base a studi giapponesi mirati a valutare l'eventuale incremento delle catture della piccola pesca professionale indotto dalle numerose e complesse BA installate sui fondali costieri di quella nazione a partire dal 1952 (anno in cui fu avviato, per la prima volta, un ampio piano per la costruzione di BA) già in passato fu evidenziata la difficoltà di disporre di adeguate informazioni quantitative, questo a causa dell'enorme numero di operazioni di pesca che si svolgono giornalmente e per la molteplicità dei fattori in gioco (attrezzo, località, stagione, abilità dell'equipaggio, etc.), cosicché si giunse alla conclusione che il modo migliore per monitorare gli effetti della presenza di BA fosse tramite il rapporto tra le rese ottenute nel corso di operazioni di pesca condotte simultaneamente, utilizzando gli stessi di attrezzi, sia presso strutture artificiali del tipo descritto e sia in idonei siti di controllo a non grande distanza da esse, poiché il rapporto in questione risulta essere distribuito come una variabile stocastica gaussiana e quindi l'efficacia di una o più BA può essere adeguatamente testata in termini statistici (Nagahata, 1991). Anche al di fuori delle acque giapponesi l'efficacia di BA è stata spesso valutata nel medesimo modo, sebbene le modeste dimensioni delle strutture immerse abbiano implicato catture complessivamente modeste e l'esistenza di divieti permanenti (o di lungo periodo) di operare attorno ad esse possano essere stati, talvolta, importanti "fattori confondenti" nei confronti tra le rese di pesca entro e fuori dei siti in esame (Bombace et al., 1994; Kim et al., 1994; Kim et al., 2008a; Vivekanandan et al., 2006; Santos e Monteiro, 2007).

A causa della molteplicità dei fattori in gioco (abbondanza e composizione della fauna ittica nei siti di studio, numero e calendario delle prove di pesca, selettività degli attrezzi, etc.) appare difficile estrapolare i dati sperimentali per giungere a conclusioni di carattere generale sull'effetto di BA sulle rese di pesca anche solo in determinate aree, però a riguardo è interessante notare che nei pochi lavori da noi rinvenuti con dati dettagliati sulle catture commerciali (o dei relativi introiti monetari) di definiti lotti di imbarcazioni operanti in BA si abbiano indicazioni assai favorevoli a queste strutture artificiali (Sato, 1985; Supongpang, 2006; Vivekanandan et al., 2006). In particolare, Sato (1985) stimò che per le BA costruite in acque giapponesi nel 1952-66 (BA prevalentemente in cemento o rocce) mediamente si spesero 21,36 USD/m³ mentre le catture che se ne ottenevano davano introiti annui di 29,12-36,40 USD/m³ e quindi le spese sostenute erano ricoperte in pochi mesi; analogamente Supongpang (2006) sinteticamente riporta sue osservazioni riguardo ai quantitativi di pesce venduti da un lotto di circa 30 imbarcazioni operanti nei pressi di alcune BA di recente installazione

in un sito costiero della Thailandia NE da cui risulta che la produzione passò da circa 0,8 T/barca/anno prima della costruzione delle strutture a circa 2,5 T/barca/anno nel quinquennio successivo e che l'incremento delle catture consentiva anche in questo caso di recuperare le spese in breve tempo. Simili risultati sono riportati da Vivekanandan et al. (2006) in seguito ad uno studio effettuato in una piccolissima struttura artificiale con tubi in cemento adagiati sul un fondale di un sito costiero dell'India meridionale che poi dopo pochi mesi affondarono, per il loro peso, nel sedimento stesso ma le rese economiche erano talmente positive che i pescatori locali da alcuni anni avevano acquisito l'uso di costruire sempre nuove strutture artificiali con materiale solido di varia origine.

Inoltre, da lavori di Grove e Sonu (1985) e di Simrad (1995) in cui si riportano sinteticamente dati relativi a sondaggi effettuati presso gli aderenti a cooperative giapponesi di piccola pesca (nella *review* di Sonu e Grove si fa riferimento a sondaggi relativi a pescatori complessivamente operanti su ben 342 BA) e da quello di Kheawwongjan e Kim (2012), su analoghe indagini su gruppi di pescatori delle coste orientali della Thailandia, risulta che in tutti i casi considerati circa il 90% degli intervistati esprimeva opinioni positive, seppure in diverso grado, sull'utilità delle BA per la loro attività.

Analogamente i netti incrementi nel numero di BA per la pesca registrati, in diversi lassi di tempo, nelle acque marine costiere di Giappone, Sud Corea, Taiwan e Thailandia (Kim, 2001; Supongpang, 2006; Chuang et al., 2012; Kheawwongjan e Kim 2012), cosicché nei primi due Stati risultano essere stati presenti in passato rispettivamente oltre 7.000 e circa 1.200 BA nelle due aree, dimostrano il favore incontrato da queste strutture immerse presso gli operatori professionali locali. Le stesse considerazioni apparivano valide alcuni lustri fa tra i pescasportivi della costa atlantica del sud-est degli USA (Steimle e Meier, 1997).

In base a quanto ricavabile rassegne bibliografiche o altri lavori di autori giapponesi tradotti in passato in lingua inglese le BA statisticamente più redditizie dal punto di vista delle catture avevano volumi immersi di 300-900 m³ (ma si suggeriva di costruire nei singoli siti costieri BA del volume di 2.500 m³, oppure gruppi di BA fino a giungere, in alcuni eccezionali casi, ad oltre 50.000 m³) e si suggeriva un volume di 400 m³ per ciascuna imbarcazione operante con reti fisse affinché una BA potesse concretamente essere un luogo di frequente operazione per l'unità in questione (Yoshimuda e Fuji, 1982; Kakimoto, 1991; Nagahata, 1991).

Inoltre da tale bibliografia risulta che tra i Teleostei più frequentemente catturati nell'insieme delle BA giapponesi hanno grande ruolo alcune specie a comportamento migratorio (es. i citati *T. japonicus* e *S. quinqueradiata*) ed i piccoli pelagici (prevalentemente Engraulidi e Clupeidi) per i quali alcuni studi elettroacustici evidenziarono che le dimensioni dei banchi di individui erano proporzionali alla superficie di fondale occupata da adiacenti scogliere naturali del piano infralitorale (Fuji, 1982b) mentre da una *review* di Sato (1985) risulta che analizzando le catture ottenute nel 1980 da imbarcazioni operanti presso 17 BA di Wakasaka Bay (Prefettura di Fukui, Mar del Giappone) i livelli massimi furono ottenute in sub-aree ove le strutture artificiali erano presenti in quantitativi pari a 3.000 m³ di moduli immersi per Km² di fondale. Al di là dei molteplici dati sulla pesca in singole BA o gruppi di esse occorre rilevare che se si considerano le catture di pesca ottenute su scale geografiche piuttosto ampie le informazioni sulla natura degli eventuali effetti della presenza delle strutture artificiali per la pesca è più incerta perché a

fronte della costruzione di circa 6.400 BA nel 1976-87 lungo le coste giapponesi le catture della piccola pesca con attrezzi fissi e dello strascico costiero non aumentarono e la stessa cosa si può osservare per le BA installate lungo le coste della Sud Corea (Polovina, 1989; Kim, 2001). Inoltre, diverse fonti bibliografiche evidenziano come le BA per la pesca presenti nei mari del mondo abbiano volume complessivo o delimitino aree complessivamente modeste poiché, volendo fare un esempio preciso, un'importante organizzazione statunitense operante nel settore dichiara di aver collocato circa mezzo milione di moduli in cemento (volume unitario: 0,1-1,2 m³), ma l'ampiezza dei fondali complessivamente interessati è stimata intorno a 2 km² a fronte di 300.000 km² di barriere coralline esistenti nei mari tropicali (Imo-Unep, 2009).

In un'analisi sulla possibile influenza di BA nell'incrementare la sopravvivenza media dei giovanili di Teleostei di specie più legate a substrati rocciosi alcuni autori suggerirono, infine, che lo stato di forte depauperamento delle risorse ittiche già allora in atto in gran parte delle aree marine del mondo presumibilmente implicava un minore "affollamento" delle aree sublitorali a substrato duro, e quindi la presenza di BA era sostanzialmente ritenuta di scarsa rilevanza dal punto di vista ecologico. In tal senso la consistenza delle catture registrate nelle strutture sommerse di alcune aree geografiche (con valori rilevati attorno ad alcune piccole strutture sommerse delle Filippine, di volume unitario di circa 1 m³ e munite di fronde e altri oggetti visivamente cospicui, che erano pari a circa 150 volte alle catture ottenute in aree contigue alla medesima profondità; Waltemath e Schirm, 1995) e la rapidità con cui tale fenomeno può manifestarsi sembrano indicare che in quei casi l'azione delle BA sia più quella di aggregare le risorse ittiche esistenti nelle aree circostanti piuttosto che determinare un loro aumento in termini numerici o di biomassa (Polovina, 1989 e 1991; Grossman et al., 1997). Nondimeno devesi notare che Simard (1997) attribuì la stabilità delle catture annuali della pesca costiera giapponese nel periodo 1982-92 ad indefiniti positivi effetti delle locali BA, dal momento che nello stesso lasso di tempo lo stesso tipo di sbarcato andò declinando in gran parte delle aree marine costiere di tutto il mondo, ed analogamente Otake e Oshitane (2006) affermarono l'utilità delle strutture artificiali di questo tipo presenti lungo le coste sul Mar del Giappone.

10. SELEZIONE DEI SITI DI INSTALLAZIONE DI "BARRIERE ARTIFICIALI" PER LA PESCA E RELATIVO MATERIALE COSTITUTIVO

La selezione di idonei siti per le BA per la pesca è ritenuto il fattore più rilevante per il "successo" di queste strutture. I criteri di selezione proposti in diversi lavori mirano, tuttavia, principalmente ad individuare eventuali fattori ostativi (insufficiente resistenza meccanica del sedimento, eventuali danni a comunità bentoniche di pregio, eccessive correnti di fondo, eventuale ostacolo alla navigazione o ad altri usi degli spazi acquei, eccessiva profondità con conseguenti difficoltà di posizionamento o per l'immersione di subacquei) piuttosto che quelli favorevoli alla creazione di BA in grado di raggiungere determinati obiettivi bio-ecologici o di garantire nel tempo buone rese di pesca (Grove et al., 1991; Sheng, 2000; Tseng et al., 2001; Ministerio Medio Ambiente España, 2008).

Nel caso delle BA "antistrascico" (considerate solo sommariamente nel

presente testo ed aventi come principale scopo quello di essere fisico ostacolo alle reti trainate sul fondo) la selezione dei siti è basata su concetti relativamente semplici e condivisi, quali ad esempio quello di delineare la posizione di alcune comunità bentoniche di pregio ed installarvi moduli dissuasivi nei confronti di attrezzi da pesca trainati sul fondo, oppure rendere più efficaci i divieti di pesca a strascico che di solito esistono come norme generalizzate per i fondali costieri di molti Stati (ad es. quelli entro 50 m di profondità per le coste mediterranee della UE e quelli fino a 100 m di profondità lungo le coste settentrionali della penisola iberica; Revenga et al., 1997; Ministerio Medio Ambiente España, 2008); invece i criteri di riferimento per la scelta dei siti per BA con funzioni bio-ecologiche sono decisamente meno chiari e devono essere "rintracciati", nell'ambito della bibliografia da noi consultata, in alcune *review* sulle BA o di altri lavori che trattano delle BA per la pesca principalmente sotto altri aspetti (descrizione singole strutture artificiali e di alcuni parametri ambientali dei siti interessati, dati scientifici o di pesca ottenuti in differenti BA, descrizione generale di fattori ambientali favorevoli all'ottenimento di buone rese di pesca anche in aree prive di BA, ecc.). In gran parte queste informazioni derivano da lavori alquanto "datati" di autori giapponesi, ma si suppone che le stesse siano tuttora attuali, in relazione alla loro natura generale.

I siti di installazione di BA per la pesca devono generalmente avere fondo roccioso, sabbioso o a ciottoli onde essere in grado di sostenere il peso dei moduli (per quelli in cemento, assai utilizzati sui fondali marini di molti Stati, il peso specifico in acqua è attorno a $1,5 \text{ T/m}^3$) sia l'impatto iniziale se gli stessi sono lasciati cadere liberamente (secondo Grove et al., 1991, massi in cemento esercitano una forza di $30\text{-}37 \text{ T/m}^3$ dopo una caduta di 50 m nella colonna d'acqua), ma in Spagna quest'ultima prassi risulta interdetta ed i moduli devono essere posizionati direttamente sul fondo (Revenga et al., 1997).

Oltre ad avere adeguata resistenza meccanica i fondali di installazione devono essere adeguatamente profondi (di solito $> 10 \text{ m}$) affinché le strutture artificiali non siano di ostacolo alla navigazione, non siano danneggiate da eventuali grosse onde, con declivio nullo o lieve e le correnti di fondo non devono essere localmente troppo forti onde evitare che il sedimento in stretta prossimità delle installazioni sia rimosso (fenomeno detto in inglese *scouring*) e ciò danneggi la loro stabilità (Grove et al., 1991; Tseng et al., 2001).

In relazione alla natura dei processi di colonizzazione animale e vegetale ed alla maggiore produttività primaria e secondaria delle aree marine di bassa profondità e prossime a riva, nonché alla possibilità di offrire riparo ai molti giovanili di Teleostei ivi presenti, in molti casi le BA per la pesca sono costruite in siti di questo tipo.

In particolare, per quelle presenti attorno alle coste taiwanesi si suggerisce di installarle a profondità di 20-30 m (Chuang et al., 2012), mentre le circa 300 strutture di questo tipo presenti nel Golfo di Thailandia sono in massima parte entro l'isobata di 10 m ed a qualche centinaio di metri dalla costa (Supongpang, 2006; Kheawwongjan e Kim, 2012), ed anche dai dati riportati in alcuni studi scientifici per diverse BA "sperimentali" installate lungo le coste del Mediterraneo o di altre zone marine del mondo risulta che le stesse sono a profondità non oltre i 35 m (Bombace et al., 1994; Pybas, 1997; Relini et al., 2007; Recasens et al., 2006; Ajdari et al., 2011). Tuttavia in Giappone BA per la pesca esistono anche su fondali di 50-120 m,

ed occasionalmente più oltre (Grove e Sonu, 1985, Fujita et al., 1996; Ito, 2011).

In base all'esperienza giapponese risulta essere utile posizionare le BA per la pesca in siti o aree costiere aventi caratteristiche tali da assicurare buoni livelli di produttività, e quindi in grado di attirare sia la macrofauna locale che di passaggio (foci di fiumi, i tratti più interni o più esterni di baie, tratti prossimi alla costa di canyon sottomarini, aree con netti mutamenti di inclinazione del fondale, ecc.). A tale riguardo risulta importante selezionare siti con buone correnti di fondo (Ogawa, 1982c, riporta per alcune BA giapponesi valori di 0,5-1,0 nodi nel corso di più misurazioni diluite nel tempo), possibilmente originate da maree o comunque abbastanza stabili. Al fine di porre le BA in buone aree di pesca nelle *review* giapponesi consultate si sottolinea l'importanza di disporre di adeguate informazioni dalla pesca commerciale, ma le rese non devono essere localmente alte perché, in tal caso, la costruzione di BA potrebbe risultare inutile o controproducente (Sakai, 1982; Yoshimuda, 1982; Mottet, 1985). In proposito è interessante notare che Ogawa (1982b) paragona la scelta del sito per una BA a quella ove posizionare una rete fissa tipo tramaglio o barracuda.

Considerando le cose in scala più ridotta le BA o gruppi di BA per la pesca devono trovarsi a poche decine o centinaia di metri da siti rocciosi naturali sopracorrente, da cui proverranno gli organismi animali o vegetali destinati a colonizzarle, mentre per quanto riguarda la disposizione spaziale dei componenti costitutivi (moduli, set e singole BA) nell'area definita dal loro massimo perimetro esterno utili indicazioni sono fornite da Lan e Hsui (2006) utilizzando il concetto di "dimensione frattale".

In merito ai prodotti industriali utilizzati per la costruzione di BA per la pesca ed alla loro costituzione chimica e fisica (Fig. 9) occorre rilevare che nel caso dei vari tipi di "materiale d'occasione" presenti nelle strutture installate in molte aree marine extra-europee occorre preliminarmente considerare l'eventuale tossicità derivante dalla dispersione di sostanze in sospensione o in soluzione nell'acqua di mare, in particolare per relitti navali, carcasse di automobili e pneumatici usati (Chou, 1997; Collins et al, 2002; Ministerio Medio Ambiente España, 2008; Imo-Unep, 2009). Le carcasse di automobili, autocarri, carri armati presentano anche il problema di disfarsi nel giro di 6-7 anni in acque marine calde o in tempi alquanto più lunghi in quelle fredde (Kerr, 1992). Le strutture in nudo legno, ottimali dal punto di vista dell'assenza di ogni forma di contaminazione, decadono in 3-4 anni in aree subtropicali (Polovina, 1991; Masuda et al., 2010). I moduli cubici in cemento sono in grado di resistere nell'ambiente marino per almeno 30 anni (i massi ricavati da alcune rocce naturali oltre 50 anni, Sato 1985) ma i moduli aventi ampi spazi cavi possono collassare in più breve tempo in alcune loro parti (Sato, 1985; Kim et al., 2008b).



Figura 9 Barriera di Cesano-Senigallia: datteri bianchi (Pholas dactylus) insediati su un blocco in composto cenere di carbone (fonte: ISMAR-CNR di Ancona).

11. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La bibliografia da noi esaminata conferma l'opinione di molti autori che gran parte dei lavori scientifici sulle BA per la pesca siano di natura descrittiva, ossia registrino i mutamenti spazio-temporali della fauna e/o della flora piuttosto che spiegare i processi ecologici in atto, mediante manipolazione sperimentale delle condizioni ambientali o tramite analisi di eventuali correlazioni con determinati parametri ambientali (Lindberg, 1997; Brickill et al., 2005; Bortone, 2006).

In merito ai lavori scritti in inglese (o in francese, spagnolo ed italiano) devesi, inoltre, notare come essi siano prevalentemente focalizzati su piccole BA (volumi immersi e/o aree complessivamente delimitate frequentemente pari al 5%-10% dei valori medi o di riferimento deducibili dalla letteratura per le analoghe strutture presenti in Giappone, Sud Corea, Taiwan e Thailandia, ma in un numero esiguo di casi gli articoli consultati erano focalizzati su strutture di discrete dimensioni; Fujita et al., 1996; Morikawa, 1999; Kim, 2001; Jan et al., 2003; Kheawwongjan e Kim, 2012) per cui appare lecito domandarsi quanto le informazioni raccolte possano essere estese a strutture delle dimensioni richieste per essere utili siti di attività per la pesca professionale con attrezzi fissi (Pitcher e Seaman, 2000).

Tuttavia il rischio di "erronee estrapolazioni" presumibilmente dipende dalla natura dei dati stessi perché l'abbondanza e la biomassa complessiva dei pesci rinvenibili attorno ad una BA variano molto in relazione alla consistenza dei popolamenti locali di pesci ossei ed alle dimensioni delle strutture

sommerse, mentre “dati qualitativi”, quale ad esempio l'osservazione che strutture sommerse ad ampio profilo verticale (o alternativamente collegate a corpi galleggianti in superficie, o nei suoi pressi) attirano masse di pesci che nuotano nella parte superiore della colonna d'acqua (Mottet, 1985; Relini et al., 1995b), presumibilmente sono abbastanza indipendenti dalle dimensioni di ciascuna BA.

Considerando l'insieme dei dati riportati si può concordare con l'osservazione di Riggio (1995) che le BA non sono generiche “macchine per pesci” ma strutture sommerse che interagiscono con gli esemplari di alcune delle specie animali o vegetali localmente presenti, sulla base delle caratteristiche etologiche ed ecologiche di ciascuna specie. La presenza di BA può alterare, su scala strettamente locale, il movimento delle masse d'acqua, talvolta consentendo una maggiore abbondanza di plancton (Kakimoto, 1982a; Oh, 2011) e di alcuni pesci ossei (o altri animali) che se ne nutrono, ad esempio *Chromis spp.* (Patton et al., 1985; Relini et al., 1995a; Arena et al., 2007; Takahashi, 2007). Tuttavia trattasi di alterazioni strettamente locali mentre le BA sono sotto influenza di fattori (es. abbondanza e composizione specifica della fauna ittica, correnti, regime termico delle acque) riguardanti aree molto estese.

L'attrazione degli esemplari di alcune specie ittiche (o altri elementi della locale macrofauna vagile) verso singole BA può originare per tigmotattismo, ossia grazie a stimoli sensoriali (prevalentemente vista, ma anche odori o onde sonore) generati dalla presenza delle strutture sommerse e/o di biomassa attorno ad esse, mentre gli individui di altre specie tendono a sviluppare interazioni più persistenti perché nelle BA cercano riparo dai propri predatori, superfici idonee per la deposizione di uova demerse (ossia che stanno sul fondo, quali ad esempio quelle dei ghiozzi ed alcuni Cefalopodi), oppure si alimentano in maniera abbastanza frequente di prede presenti sulle strutture artificiali o in spazi ad esse strettamente contigui. Il tigmotattismo di alcune specie nei confronti di determinate BA consente di estenderne l' “area di influenza”, grazie alla visibilità delle strutture o agli altri stimoli da esse generati, ma le specie attratte a maggiore distanza sono anche quelle più mobili, e quindi la loro presenza nei pressi delle medesime BA è occasionale o stagionale.

Sulla base di conoscenze generali sulla dinamica ed ecologia delle popolazioni ittiche si ritiene che i popolamenti di specie che vivono più stabilmente in BA o attorno ad esse siano quelli che possono trarne maggior vantaggio in termini di reale incremento numerico e/o di biomassa (Charbonnel et al., 1997; Boisnier et al., 2009).

Trattasi di specie a comportamento territoriale e quelle per le quali sono stati dimostrati positivi effetti della presenza di piccole BA in termini di maggiore produttività annua o di più elevati tassi di accrescimento corporeo per adulti o giovanili sono pesci di piccole dimensioni (DeMartini et al., 1994; Davies, 1995; Love et al., 2007; La Mesa et al., 2011), presumibilmente perché essi hanno *home range* più stretti attorno ai corpi artificiali ove si rifugiano. In termini trofici nelle BA prevalgono pesci erbivori o predatori a bassi livelli trofici mentre i carnivori terziari sono rari perché la biomassa ittica di cui possono alimentarsi è piuttosto limitata in gran parte delle BA (Huntsman, 1981; Bohnsack, 1991).

Nondimeno alcuni lavori sembrano evidenziare che nel Golfo del Messico settentrionale le catture annuali del Teleosteo *Lutjanus campechanus* Poey siano andate progressivamente aumentando, fino a giungere ad alcune

decine di migliaia di tonnellate l'anno, presumibilmente grazie alla presenza nell'intera area di migliaia di piattaforme per l'estrazione di idrocarburi (con relative condotte sottomarine di trasporto), nonché di zone sublitorali antistanti le coste dello Stato federato dell'Alabama in cui furono installate piccole strutture sommerse costruite con materiale edile di scarto (per un totale di circa 4.000 km² di fondale interessati), in quanto l'insieme di queste strutture risultano avere un utile effetto protettivo nei confronti dei giovanili e degli adulti della specie nel corso dei loro complessi spostamenti (Shipp, 1999; Gallaway et al., 2009).

Secondo diversi autori la forma geometrica e la "complessità spaziale" (sebbene questo criterio non sia sempre ben definito) delle BA influenza la loro capacità di aggregare attorno a sé una massa ittica (o di altri animali marini dotati di buona mobilità) e la sua composizione (Ambrose e Swarbrick, 1989; Charbonnel et al., 2000; Caddy, 2011); in particolare, risultano importanti l'altezza dei corpi solidi immersi, il numero ed il volume dei fori o interstizi che possono offrire riparo dai predatori, la presenza di settori meno illuminati e di abbondante copertura vegetale o animale per consentire ad alcuni animali di mimetizzarsi meglio (Bohnsack, 1991). Il numero e le dimensioni dei fori e degli interstizi dei corpi immersi determinano l'abbondanza e taglia degli animali che vi trovano riparo ma eventuali alti livelli di predatori possono indurre le prede a fuggire o possono determinare la morte di molte di esse, cosicché il popolamento ittico si impoverisce. In effetti alcuni autori provvidero ad eliminare preventivamente alcuni pesci molto aggressivi (es. Murenidae spp. e forme affini) da BA in studio (Ogden e Ebersole, 1981), altri attribuirono la rarefazione di alcuni pesci alla presenza di altri noti per essere predatori dei primi (Herrera et al., 2002; Grati et al., 2011), ed altri ancora ottennero stime elevate circa la mortalità indotta da alcuni pesci ittiofagi sulle loro prede (Leitão et al., 2008). Essendo spesso i predatori più grandi e mobili delle loro prede, essi possono giungere in BA isolate, depauperandole selettivamente di parte della flora o della fauna preesistenti (Overholtzer-McLeod, 2006; Leitão et al., 2008).

L'effetto protettivo di molte BA è confermato dal fatto che nelle strutture sommerse "vuote" (ossia quelle con scarsi volumi pieni) erano ospitati pesci di grosse dimensioni o pesci ed altri animali che nuotano in gruppo (Charbonnel et al., 2000; Bayle-Sempere et al., 2001; Leitão et al., 2008) mentre BA sublitorali costituite da strati sovrapposti di massi (diametro: 0,1-0,5 m) o di cubi cavi in cemento (lato: 1,5 m) risultarono ospitare, nei mesi dell'anno più propizi, una fauna ittica ricca sia in termini di specie che di differenti taglie (Jessee et al., 1985; West et al., 1994; Charbonnel et al., 2000); è stato suggerito, pertanto, di costruire all'interno di Aree Marine Protette (AMP) strutture artificiali con fori di differenti dimensioni, onde aumentare la presenza di riproduttori di specie ittiche stanziali (Caddy, 2007 e 2011).

Oltre al numero ed alle caratteristiche dei fori o altri interstizi, anche la disposizione reciproca dei corpi installati sul fondo marino è importante perché gli animali residenti (o semi-residenti) dotati di minore mobilità amano cacciare o pascolare nei pressi dei loro rifugi e quindi una distribuzione più sparsa dei corpi solidi immersi consente di evitare il rapido depauperamento delle risorse alimentari presenti nell'area sedimentaria attorno a ciascuno di essi (Bohnsack et al., 1994; Bortone et al., 1998). Ovviamente la dispersione dei moduli è di scarsa rilevanza per gli animali che si nutrono degli epibionti presenti sulle superfici artificiali delle BA ed in effetti alcuni

studi dimostrano che le macroalghe insediatesi su alcune BA erano del tutto eliminate se vi erano troppi pesci erbivori (o che si nutrivano del *fouling* presente sulle fronde; Patton et al., 1994; Einbinder et al., 2006)

In termini molto generali si può affermare che la funzione delle BA come "fonte di cibo" è strettamente legato alla superficie o al volume totale di corpi immersi e varia nel tempo in relazione alle oscillazioni di abbondanza di predatori e prede. Invece la funzione protettiva delle stesse BA (sia rispetto ai predatori che alle correnti) è più stabile ed è influenzata dalla disposizione dei moduli sul fondale. In proposito è interessante notare come in una recente monografia edita dall'Unesco (Caddy, 2007) si afferma che la funzione protettiva delle BA è quella che presumibilmente potrebbe essere più utile per incrementare il tasso di sopravvivenza di giovanili e adulti di alcune specie ittiche ed a tale riguardo si potrebbero distribuire su tratti di fondali relativamente ampi strutture di piccole dimensioni (presumibilmente meno di 2 m³ e munite di fori e protuberanze ramificate per creare anche all'esterno piccoli spazi protetti; cfr la nostra fig. 1 e la pag. 177 del testo citato) onde ridurne i costi d'acquisto ed evitare di attrarre pesci di grosse dimensioni.

Poiché negli aggregati ittici attorno alle BA solo una modesta parte degli esemplari presenti sono di interesse commerciale in termini di specie/taglia, noi riteniamo che per queste strutture possa essere consentita solo una limitata attività di pesca sportiva, come da sempre avviene per quelle antistanti le coste di USA ed Australia e risulta accadere, da tempi relativamente recenti, in alcune delle BA installate in altre aree del mondo (Morikawa, 1999; Whitmarsh et al, 2008; Fauzi et al., 2010; Chuang et al, 2012). In siti appositamente selezionati per la trasparenza e la sicurezza delle acque e la presenza di esemplari di determinate specie potrebbero, invece, essere installate BA per immersioni subacquee a scopo turistico-ricreativo (Ramos et al., 2006).

A causa dei molteplici fattori biologici e abiologici che influenzano il "risultato finale" di ciascuna BA le uniche previsioni che si possono fare riguardano quali specie ittiche saranno presenti attorno ad una determinata struttura sommersa e se esse potranno prosperare. Inoltre queste previsioni saranno in gran parte basate su analoghi dati ottenuti in siti rocciosi naturali della stessa area paragonabili per batimetria ed altri rilevanti parametri ambientali conosciuti. A tale riguardo può essere utile disporre, come già osservato, di dati provenienti dalla pesca sportiva o da quella professionale operante con attrezzi fissi (Mottet, 1985; Bortone et al., 2000).

La difficoltà di ottenere stime precise sui quantitativi ittici prelevabili in singole BA implica che può essere conveniente utilizzare per queste strutture materiale di scarto o d'occasione (in effetti Pickering et al., 1998, lamentavano che le sempre più stringenti misure legislative già allora adottate nella UE ed in altre aree del mondo per evitare lo scarico in mare di materiali inerti non atossici, o in altro modo potenzialmente dannosi per l'ambiente marino, avrebbero ostacolato l'installazione di BA per la pesca o per altre finalità bio-ecologiche) e ciò è quanto avviene, come già notato, per molte delle BA costruite negli USA e in Australia per i pescasportivi mentre, per le numerose BA installate in acque giapponesi per la piccola pesca professionali furono previsti forti sussidi pubblici; la stessa cosa vale per le analoghe strutture presenti sui fondali costieri di Sud Corea e Taiwan (Thierry, 1988; Kim et al., 2008; Chuang et al., 2012).

Pertanto, la popolarità delle BA presso i pescasportivi o gli operatori e le positive stime riportate da alcuni autori riguardo alla redditività di singole o

gruppi di BA (Sato, 1985; Supongpang, 2006; Vivekanandan et al., 2006) potrebbero derivare da un'inconsapevole "selezione dei migliori" perché solo le BA con i risultati più soddisfacenti sono quelle che attirano l'attenzione di pescatori e studiosi mentre le altre sono di scarsa utilità e quindi "dimenticate" (Bohnsack e Sutherland, 1985), oppure può essere legata a situazioni locali di presenza di determinate specie ittiche; inoltre, occorre considerare che parte delle BA esistenti in un'area possono vedere ridursi la produttività di pesca, come asserito da Chuang et al. (2012) per alcune di quelle nelle acque costiere di Taiwan, attribuendone la causa all'accidentale perdita nei siti interessati di reti e nasse (affermazione presumibilmente da intendersi nel senso di un effetto *ghost fishing*, ossia "pesca fantasma") e alla deterrenza degli attrezzi dispersi nei riguardi della presenza di pesci nelle immediate vicinanze delle BA; Santaella e Ravenga, 1995 Macfadyen et al., 2009).

In relazione alle modeste dimensioni di molte BA mediterranee diverse da quelle con "funzioni antistrascico" (Ramos-Esplà et al., 2000; Ministerio Medio Ambiente España, 2008) si può ipotizzare che le stesse siano utilizzabili solo per la pesca sportiva, il turismo subacqueo o per motivi di studio (ciò in parte concorda col fatto che diverse strutture di questo tipo presenti lungo le coste italiane risultano essere inadeguate a garantire sufficienti catture annuali anche a singole imbarcazioni professionali), oppure per la creazione attorno ad esse di modeste "zone di rispetto" in cui ogni forma di pesca sia interdetta (Relini, 1995; Scarcella et al., 2004; Grati et al., 2011).

Analogamente l'osservazione che una delle due grandi BA costruite nell'ultimo decennio sui fondali costieri del sud del Portogallo apparve, in uno studio appositamente svolto, essere poco sfruttata dagli operatori della professionale mentre lo era dai pescasportivi, forse per "tacito scambio" tra le due categorie (Ramos et al., 2006), suggerisce che la pesca sportiva sia particolarmente idonea per la fruizione di queste strutture sommerse, anche grazie al relativamente modesto impatto che di solito questa attività ha sulla macrofauna e sull'ambiente marino. Non può però essere dimenticato che i fondi pubblici utilizzati per la messa in opera di BA nella UE sono sempre provenuti, in linea generale, da fondi e programmi destinati ai pescatori professionisti, spesso individuati come beneficiari delle singole iniziative. Questa discrepanza tra gli obiettivi enunciati e quelli reali può provocare, tuttavia, conflitti e malumori tra i pescatori professionisti e di essi con le altre categorie di potenziali utenti.

Nel caso che sia consentita la pesca sportiva occorrerà effettuare appositi studi per valutare la consistenza delle catture, la loro stagionalità, eventuali restrizioni e controlli sullo sforzo e/o le catture. Il lavoro di Powers et al. (2003) può essere un utile esempio degli studi scientifici da effettuare, mentre riguardo allo sviluppo di un efficace sistema di monitoraggio e di controllo delle catture le esperienze riportate nei lavori consultati sono piuttosto negative, pertanto evidenziando come gli stessi pescasportivi dovrebbero essere strettamente coinvolti nella gestione delle BA (Balgos, 1995; Meier e Steimle, 1997; Watanuki e Gonzales, 2006).

In ogni caso si può ipotizzare che per le singole BA di questo tipo presenti lungo le coste italiane (Fig. 10) siano possibili catture annue relativamente limitate.



Figura 10 Localizzazione di BA del tipo considerato nel testo su fondali marini italiani (da Fabi, 2006).

12. BIBLIOGRAFIA CITATA (1)

- Airoldi L., Abbiati M., Beck M.W., Hawkins S.J., Jonsson P.R., Martin D., Moschella P.S., Sundelof A., Thompson R.C., Aberg P., 2005. *An ecological perspectives on the deployment and design of low-crested coastal defence structures and other coastal defence structures. Coastal Engineering* 52: 1073-1087
- Ajdari D., Hajirezaee S., Ajdari Z., 2011. *Fish colonization of artificial reefs in the Persian Gulf (Bandar Lengeh, Iran): reef design and seasonal changes of fish abundance. International Journal of Fisheries and Aquaculture* 3: 204-212
- Alevizon W.S., Gorham J.C., Richardson R., McCarthy A.S., 1985. *Use of man-made reefs to concentrate snappers (Lutjanidae) and grunts (Haemulidae) in Bahamian waters. Bulletin of Marine Science* 37: 3-10
- Arce A.M., Aguilar-Davila W., Sosa-Cordero E., Caddy J.F., 1997. *Artificial shelters (casitas) as habitats for juvenile spiny lobsters *Palinurus argus* in the Mexican Caribbean. Marine Ecology Progress Series* 158: 217-224
- Ardizzone G.D., Belluscio A., Gravina M.G., Somaschini A., 1996. *Colonization and disappearance of *Mytilus galloprovincialis* Lam. on an artificial habitat in the Mediterranean Sea. Estuarine Coastal & Shelf Science* 43: 665-676
- Arena P.T., Jordan L.K.B., Spieler R.E., 2007. *Fish assemblages on sunken vessels and natural reefs in southeast Florida, USA. Hydrobiologia* 580: 157-171
- Balagos M. C., 1995. *Evaluation of artificial reef development in the Philippines.* In: Munro J.L. & Balagos M.C. (eds.), *Artificial reefs in the Philippines*, Manila, ICLARM: 6-22
- Barber J. S., Chosid D.M., Glenn R.P., Whitmore K.A., 2009. *A systematic model for artificial reef site selection. New Zealand Marine Freshwater Research* 43: 283-297
- Bayle-Sampere J.T., Ramos Esplà A.A., Palazòn J.A., 2001. *Anàlisis del efecto producció-n-atració-n sobre la ictiofauna litoral de un arrecife artificial alveolar en la reserva marina de Tabarca (Alicante). Boletín Instituto Español Oceanografía* 17: 73-85
- Bergstrom M., 1983. *Review of experiences with and present knowledge about fish aggregating devices. Bay Bengal Program Report WP23:* 1-51
- Bettoso N., Giovanardi O., Poletti R., Prioli G., 2006. *Manuale per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse (147 pagg.). Disponibile in un CD allegato a: "Progetto AdriBlu. Interreg. IIIA alto Adriatico: gestione sostenibile delle attività di pesca e delle risorse alieutiche dell'Adriatico", testo finale, a cura di Lisert, Ecoscreen, Imprinta: 157 pp.*

- Bohnsack J.A., 1989. *Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference?* *Bulletin of Marine Science* 44: 631-645
- Bohnsack J.A., Sutherland D.L., 1985. *Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities.* *Bulletin of Marine Science* 37: 11-39
- Bohnsack J.A., Johnson D.L., Ambrose R.F., 1991. *Ecology of artificial reef habitats and fishes.* In: Seaman W., Sprague L.M. (eds.) "*Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*", London, Academic Press, pp. 67-107
- Bohnsack J.A., Harper D.E., McLennan D.B., Hulbeseck M., 1994. *Effects of reef size on colonization and assemblages of fishes at artificial reefs off southerneastern Florida, USA.* *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 796-823
- Boisnier E., Sagawa T., Komatsu T., Takagi N., Katayama M., Katayama T., 2009. *A habitat association index to distinguish resident species along marine artificial reefs.* *Communications in Ecology* 10: 165-172
- Bolding B., Bonar S., Divens A.M., 2004. *Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: a literature review.* *Reviews of Fisheries Science* 12: 75-96
- Bombace G., 1977. *Aspetti teorici e sperimentali concernenti le "barriere artificiali".* Atti IX Congresso Società italiana Biologia Marina, 19-22 maggio 1977, Firenze, La Seppia, pp. 28-42
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Speranza S., 1994. *Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea.* *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 559-580
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., 2000. *Artificial reefs off in the Adriatic Sea.* In: Jensen A. C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds), "*Artificial reefs in European seas*", Kluwer Academic Publ., pp. 31-63
- Bortone S.A., 2006. *A perspective of artificial reef research: the past, present and future.* *Bulletin of Marine Science* 78: 1-8
- Bortone S. A., Martin T., Bundrick C.M., 1994. *Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a Northern Gulf of Mexico estuary.* *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 319-332
- Bortone S.A., Cody R.P., Turpin R.K., Bundrick C.M., 1998. *The impact of artificial-reef fish assemblages on their potential forage area.* *Italian Journal of Zoology* 65 (suppl.): 265-267
- Bortone S. A., Samoilys M.A., Francour P., 2000. *Fish and macroinvertebrate evaluation methods.* In: Seaman W. (ed.), "*Artificial reef evaluation*", Boca Raton (USA), CRC Press, pp. 128-164
- Brickill M.J., Lee S.Y., Connolly R.M., 2005. *Fishes associated with artificial*

reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. Journal of Fish Biology 67B: 53-71

Caddy J.F., 2007. *Marine habitat and cover*. Paris, UNESCO, 253 pp.

Caddy J.F., 2011. *How artificial reefs could reduce the impacts of bottlenecks in reef fish productivity within fractal habitats*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini F., Fabi G., Otake S. (eds.), "Artificial reefs fisheries management", Boca Raton (USA), CRC Press, pp. 45-64

Carlisle J.G., Turner C.H., Ebert E.E., 1964. *Artificial habitat in the marine environment. Fish Bulletin (California)* 124: 1-93

Chang K.H., 1985. *Review of artificial reefs in Taiwan: emphasizing site selection and effectiveness. Bulletin of Marine Science* 37: 143-150

Charbonnel E., 1990. *Les peuplements ichthyologiques des récifs artificiels dans le département des Alpes-Maritimes (France). Bulletin Société Zoologique France* 115: 123-136

Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G., 1997. *Finfish population assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union*. In: Jensen A. C. (ed.), "European artificial reef research", *Proceedings 1st EARRN Conference, Ancona (Italy), March 1996*, Publ. Southampton Ocean. Centre, pp. 261-278

Charbonnel H. , Francour P., Harmelin J.G., Ody D., Bachet F., 2000. *Effects of artificial reef design on associated assemblages in the Cote Bleue Marine Park*. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds.), "Artificial reefs in European seas", Kluwer Academic Publ., pp. 365-377

Chen H.G., Cai S.W., Du F.Y., Lin V., 2011. *Analysis and assessment of environmental quality in seawater before construction of artificial fish reefs around Zhelin Bay in East Guangdong, China. Marine Environmental Science, (February):* 48-51 (English abstract)

Chou M.L., 1997. *Artificial reef of south-east Asia – do they enhance or degrade the marine environment? Environmental Monitoring Assessment* 44: 45-52

Chuang C.T., Guinea Estardo H., Kuo H.H., Hsu C.H., 2012. *Evaluating the performance of artificial reef deployment projects in Taiwan. Journal Fisheries Society of Taiwan* 37 (3): 217-230

Clark S., Edwards A. J., 1994. *Use of artificial reef structures to rehabilitate reef flats degraded by coral mining. Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 724-744

Collins K.J., Jensen A.C., Mallinson J.J., Roenelle V., Smith I.P., 2002. *Environmental impact assessment of a scrap tyre artificial reef. ICES Journal of Marine Science* 59: S243-S249

- D'Anna G., Badalamenti F., Cuttitta A., Pipitone C., 1995. *Fish assemblage analysis of a visual census survey on an artificial reef and on natural areas in the Gulf of Castellammare (NW Sicily)*. "Proceedings ECOSET '95", Japan International Marine Science and Technology Federation (1), pp. 221-226
- Davies C.R., 1995. *Movement of a small Serranid, Serranus cabrilla, within the Loano artificial reef in the Ligurian sea, Italy*. *Biologia Marina Mediterranea* 2: 91-94
- D'Cruz, T., Creech S., Fernandez J., 1994. *Comparison of catch rates and species composition from artificial and natural reefs in Kerala, India*. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 1029-1037
- DeMartini E.E., Barnett A.M., Johnson T.D., Ambrose R.F., 1994. *Growth and production estimates for biomass-dominant fishes on a Southern California artificial reef*. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 484-500
- Dixon C.D., Day R.W., Huchette M.H., Shepherd S.A., 2006. *Successful seeding of hatchery-produced juvenile greenlip abalone to restore wild stocks*. *Fisheries Research* 78: 178-185
- Doumenge F., 1995. *Les récifs artificiels: pourquoi et comment?* *Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): 15-20
- Dubois M., Bellan-Santin D., Bentahar I., Chevaldonné P., Perez T., Vacelet J., Bellan G., 2012. *Artificial reefs deployed in the bay of Marseille (North western Mediterranean Sea): originality and first benthic faunal stages*. *Biologia Marina Mediterranea* 19 (1): 200-201
- Dupont J.M., 2008. *Artificial reefs as restoration tools: a case study on the west Florida shelf*. *Coastal Management* 36: 495-507
- Einbinder S., Perelberg A., Ben-Shaprut O., Foucart M.H., Shashar N., 2006. *Effects of artificial reefs on fish grazing in their vicinity. Evidence from algae presentation experiments*. *Marine Environmental Research* 61: 110-119
- Fabi G., 2006. *Le barriere artificiali in Italia (Artificial reefs in Italy)*. In: ARPAV (cur./ed.), *Campo sperimentale in mare: prime esperienze nel Veneto relative a elevazioni del fondale con materiale inerte*, Padova, ARPAV, pp. 21-35
- Fabi G., Fiorentini L., 1994. *Comparison between artificial and control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring*. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 538-558
- Fabi G., Fiorentini L., 1997. *Molluscan aquaculture on reefs*. In: Jensen A.C. (ed.), "European artificial reef research", *Proceedings 1st EARRN Conference, Ancona (Italy), March 1996*, Publ. Southampton Oceanographic Centre, pp. 123-141
- Fabi G., Spagnolo A., 2011. *Artificial reefs in the management of Mediterranean fisheries*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini F., Fabi G., Otake

- S. (eds.), *"Artificial reefs fisheries management"*, Boca Raton (USA) CRC Press, pp. 167-186
- Fabi G., Manoukian S., Spagnolo A., 2006. *Feeding behaviour of three common fishes at an artificial reef in the northern Adriatic Sea. Bulletin of Marine Science* 78: 39-56
- Falace A., G. Bressan, 1997 – *Algoculture and artificial reefs*. In: Jensen A.C. (ed.), *"European artificial reef research"*, Proc. 1st EARRN Conference, Ancona (Italy), March 1996, Publ. Southampton Ocean. Centre, pp. 141-160
- Falace A., Zanelli E., Bressan G., 2006. *Algal transplantation as a potential tool for artificial reef management and environmental mitigation. Bulletin of Marine Science* 78: 161-166
- FAO-GFCM, 2010. *GFCM e-glossary* (non paginato, cfr. URL: <http://151.1.161.77/eGlossary/>)
- Fauzi, A.R., 2010. *Status report of artificial reefs programs in Malaysia*. In: Ahmad A., Mohamed Pauzi A., A.R. Fauzi A.R., Abe O. (eds.), *Proceedings of the Workshop on Artificial Reefs for the Enhancement of Fishery Resources, Putrajaya (Malaysia), August 4th 2009, Department Fisheries Malaysia*, pp. 28-54
- Frazer T. K., Lindberg W.J., 1994. *Refuge spacing similarly affects reef-associated species from three phyla. Bulletin of Marine Science* 55: 388-400
- Freary D.A., Burt J.A., Bartholomew A., 2011. *Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: Review of current use, benefits and management implications. Ocean & Coastal Management* 54: 742-749
- Fujita T., Kitagawa D., Okuyama Y., Jin J., Ishito Y., Inada T., 1996. *Comparison of fish assemblages among artificial reef, a natural reef and a sandy-mud bottom site on the shelf off Iwate, northern Japan. Environmental Biology Fishes* 46: 351-364
- Gallaway B.J., Szedlmayer S.T., Gazey W.J., 2009. *A life history review for red snapper in the Gulf of Mexico with an evaluation of the importance of offshore platforms and other artificial reefs. Reviews Fisheries Science* 17: 48-67
- Giansante, C., Fatigati M., Ciarrocchi F., Milillo G.S., Onori L., Ferri N., 2010. *Monitoring of ichthyological fauna in artificial reefs along the Adriatic coast of the Abruzzi Region of Italy. Veterinari Italiani* 46: 365-374
- Grati F., Scarcella G., Bolognini L., Fabi G., 2011. *Releasing of sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus) in the Adriatic Sea: large-volumes versus intensively cultured juveniles. Journal of Experimental Marine Biology Ecology* 397: 144-152
- Grove R. S., Sonu C.J., 1985. *Fishing reef planning in Japan*. In: D'Itri F.M.

- (ed.), "*Artificial reefs*", Chelsea (USA), Lewis Publ., pp. 187-251
- Grove R.S., Sonu C.J., Nakamura M., 1991. *Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement*. In: Seaman W., Sprague M.L. (eds.), "*Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*", London, Academic Press, pp. 109-152
- Grove R. S., J. Andrew J., Dean T.A., Lawrence D., 1997. *Siting and design of an artificial reef as habitat for giant kelp: routine science or a risky venture*. *Technical Working Papers Symposium of Artificial Reef Development of the American Fisheries Society, Tampa (USA), August 29th 1995*, pp. 18-33
- Guan C.T., 2008. *Development of artificial reefs in China. UNDP-GEF project "Reducing environmental stress in the Yellow Sea large ecosystem"*, *Regional Mariculture Conference, Qingdao (China), Sept., 9-11th 2008*, 41 pp.
- Haroun R., Herrera R., 2000. *Artificial reefs of the Canary islands*. In: Jensen A. C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds.), "*Artificial reefs in European seas*", Dordrecht (Netherlands), Kluwer Academic Publ., pp. 235-247
- Herrera R., Espino F., Garrido M., Haroun R.J., 2002. *Observation on fish colonization and predation on two artificial reefs in the Canary Islands*. *ICES Journal Marine Science* 59: S69-S73
- Hixon M.A., Beets J.P., 1989. *Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs*. *Bulletin of Marine Science* 44: 666-680
- Hueckel G. J., Buckley R.M., 1989. *Predicting fish species on artificial reefs using indicator biota from natural reefs*. *Bulletin of Marine Science*, 44: 873-880
- Huntsman G.R., 1981. *Ecological considerations influencing the management of reef fishes*. In: Aska D.Y. (ed.), "*Artificial reefs*", *Proceedings Conference Daytona Beach (USA), Sept. 13th-15th 1979*, pp. 167-175
- IMO-UNEP, 2009. *London Convention and Protocol. UNEP guidelines for the placement of artificial reefs*. London, IMO, 100 pp.
- Ito Y., 2011. *Reef function in fishing grounds off Japan*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini F., Fabi G. , Otake S. (eds.), "*Artificial reefs fisheries management*", Boca Raton (USA), CRC Press, pp. 239-264
- Johnson T. D., Barnett A.M. , DeMartini E.E., Craft L.L., Ambrose R.F., Purcell L.J., 1994. *Fish production and habitat utilization on a Southern California artificial reef*. *Bulletin of Marine Science*, 55 (2-3): 709-723
- Jorgensen T., Lokkeborg S., Soldal A.V., 2002. *Residence of fish in the vicinity of a decommissioned oil platform in the North Sea*. *ICES Journal of Marine Science* 59: S288-S293
- Jessee W.N., Carpenter A.L., Carter J.W., 1985. *Distribution patterns and*

- density estimates of fishes on a southern California artificial reef with comparisons with natural kelp-reef habitats. Bulletin of Marine Science* 37: 214-222
- Kaiser M.J., 2006. *The Louisiana artificial reef program. Marine Pollution* 30: 605-623
- Kakimoto H., 1982a. *Distribution of plankton in vicinity of artificial reefs*. In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds), "Japanese artificial reef technology". Aquabio, Annapolis (USA), pp. 275-276
- Kakimoto H., 1982b. *Prey/predator relationships in reefs*. In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds), "Japanese artificial reef technology". Aquabio, Annapolis (USA), pp. 276-279
- Kakimoto H., 1991. *Systematic construction of artificial habitats for fisheries development*. In: Makoto M., Grove R.S., Sonu C.J. (eds.), "Recent advances in aquatic habitat technology", Japan-U.S. Symposium on Artificial Habitats for Fisheries Proceedings, Tokyo, June 11th -13th 1991, pp. 181-187
- Katsanevakis S., Verriopoulos G., 2004. *Den ecology of Octopus vulgaris Cuvier, 1797, on soft sediment: availability and types of shelter. Scientia Marina* 68: 147-157
- Kawasaki H., Sano M., Shibuno T., 2003. *The relationship between habitat physical complexity and recruitment of coral reef damselfish, Pomacentrus amboinensis: an experimental study using small-scale artificial reefs. Ichthyological Research* 50: 73-77
- Keenan S.F., Benfield M.C., Blackburn J.K., 2007. *Importance of the artificial light field around offshore petroleum platforms for the associated fish community. Marine Ecology Progress Series* 331: 219-231
- Kerr S., 1992. *Artificial reefs in Australia*. Parkes (Australia), Bureau Rural Resources, 34 pp.
- Kheawwongjan A., Kim D.S., 2012. *Present status and prospects of artificial reefs in Thailand. Ocean & Coastal Management* 57 (3): 21-33
- Kim G.K., 2001. *Artificial reefs in Korea. Fisheries* 26 (12): 15-18
- Kim C. G., J.W. Lee, J.S. Park (1994) – *Artificial reef designs for Korean coastal waters. Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 858-866
- Kim C.G., Kim H.S., Baik C.I., Kakimoto H., Seaman W., 2008. *Design of artificial reefs and their effectiveness in fisheries of eastern Asia. American Fisheries Society Symposium* 49: 933-942
- Kim W.K., Son Y.S., Lee J.H., Hong J.P., Kim Y.S., Lee J.W., Jo Q., 2008. *Macrobenthic community at type and age-different artificial reefs located along the Korean coast of the East Sea. Journal Environmental Biology* 29: 501-505

- Kim C.G, Lee S.I., Cha H.K, Yang J.H., Son Y.S., 2011. *A case study of artificial reefs in fisheries management: enhancement of sandfish, *Arctopus japonicus*, by artificial reefs in the eastern waters of Korea*. Bortone S.A., Pereira Brandini F., Fabi G., Otake S. (eds.), "Artificial reefs fisheries management", Boca Raton (USA), CRC Press, Boca Raton (USA), pp. 111-124
- La Mesa G., Longobardi A., Sacco F., Marino G., 2008. *First release of hatchery juveniles of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Serranidae: Teleostei) at artificial reefs in the Mediterranean: results from a pilot study*. *Scientia Marina* 72: 743-756
- La Mesa M., Scarcella G., Grati F., Fabi G., 2011. *Age and growth of the black scorpionfish, *Scorpaena porcus* (Pisces: Scorpaenidae) from artificial and natural reef structures in the Adriatic Sea*. *Scientia Marina* 74: 677-685
- Lan C.H., Hsui C.Y., 2006. *Insight from complexity: a new approach to designing the deployment of artificial reef communities*. *Bulletin of Marine Science* 78: 21-26
- Lee H.S., Sidharthan M., Shim C.S., Kim Y.D., Lim C.Y., Ko J.W., Han M.D., Rang M.J., Cho S.H., Shin H.W., 2008. *Screening and formulation of chemoattractant coatings for artificial reef structures*. *Journal Environmental Biology* 29: 605-612
- Leitão F., M.N. Santos M.N., K. Erzini K., C.C. Monteiro C.C., 2008. *Fish assemblage and rapid colonization after enlargement of an artificial reef off Algarve (Southern Portugal)*. *Marine Ecology* 29: 435-448
- Leitão F., M.N. Santos M.N., K. Erzini K., C.C. Monteiro C.C., 2009. **Diplodus* spp. assemblages on artificial reefs: importance for near shore fisheries*. *Fisheries Management & Ecology* 16: 88-99
- Lessard J., Campbell A., 2007. *Describing northern abalone, *Haliotis kamscatkana*, habitat: focusing rebuilding efforts in British Columbia, Canada*. *Journal of Shellfish Research* 26: 677-686
- Lindberg W.J., 1997. *Can science resolve the attraction-production issue?* *Fisheries* 22 (4): 10-13
- Lök A., Tokac A., 2000. *Turkey: a new region for artificial habitats*. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds.), "Artificial reefs in European Seas", Dordrecht (Netherlands), Kluwer Academic Publ., pp. 21-30
- Lök A., Gül B., Düzbastuar F.O., Metin C., 2008. *Diel variations on the fish assemblages at artificial reefs in two different environments of the Aegean Sea (Western coast of Turkey)*. *Turkish Journal of Fisheries & Aquatic Science* 8: 79-85
- Lök A., Düzbastuar F.O., Gül B., Özgül A., Ülas A, 2011. *The role of artificial reefs in fisheries management in Turkey*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini

- F., Fabi G., Otake S. (eds.), *"Artificial reefs fisheries management"*, Boca Raton (USA), CRC Press, pp. 155-166
- Love M.S., Brothers E., Schroeder D.S., Lenarz W.H., 2007. *Ecological performance of young-of-year blue rockfish (Sebastes mystinus) associated with oil platforms in California as measured by daily growth rates. Bulletin of Marine Science* 80: 147-157
- Macfadyen G., Hutton T., Cappell R., 2009. *Abandoned, lost and otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries & Aquaculture Technical Report* 523: 1-115
- Marinero J.-Y., 1995. *Artificial reefs in the French Mediterranean: a critical assessment of previous experiments and a proposition in favour of a new reef-planning policy. Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): 65-76
- Masuda R., Shiba M., Yamashita Y., Ueno M., Kai Y., Nakanishi A., Torikoshi M., Tanaka M., 2010. *Fish assemblages associated with three types of artificial reefs: density of assemblages and possible impacts on adjacent fish abundance. Fisheries Bulletin* 108: 162-173
- Matsuoka T., 1999. *Present state and prospects of Japan' sea farming. FAO Fisheries Circular* 943: 79-97
- Meier M., Steimle F., 1997. *Management priorities for research on artificial reefs. Technical Working Papers Symposium of Artificial Reef Development of the American Fisheries Society, Tampa (USA), August 29th 1995*, pp. 34-43
- Miller M.W., Falace A., 2000. *Evaluation methods for trophic resource factors – Nutrients, primary production, and associated assemblages*. In: Seaman W. (ed.), *"Artificial reef evaluation"*, Baton Rouge (USA), CRC Press, pp. 95-126
- Ministerio Medio Ambiente España, 2008. *Guía metodológica para la instalación de arrecifes artificiales*. Ministerio Medio Ambiente España, 316 pp. (<http://www.O60.es>)
- Moreno I., 2002. *Effects of substrate on the artificial reef assemblage of Santa Eulalia Bay (Ibiza, western Mediterranean). ICES Journal Marine Science*, 59: S144-S149
- Morikawa T., 1999. *Status and prospects on the development and improvement of coastal fishing grounds. FAO Fisheries Circular* 943: 136-239
- Mottet M.G., 1985. *Enhancement of the marine environment and aquaculture in Japan*. In: D'Itri F.M. (ed.), *"Artificial reefs"*, Chelsea (USA), Lewis Publ., pp. 13-122
- Nagahata D., 1991. *The coastal fishing ground enhancement and development program*. In: Makoto M., Grove R. S., Sonu C.J. (eds.), *"Recent advances in*

aquatic habitat technology, Japan-U.S. Symposium on Artificial habitats for Fisheries Proceedings, Tokyo, June 11th -13th 1991, pp. 41-47

Newell R.I.E., 2004. *Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs. Shellfish Research* 23: 51-61

Ogawa Y., 1982. *A review of artificial fishreef research. I - Basic theory*. In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds.), *"Japanese artificial reef technology"*, Aquabio, Annapolis (USA), pp. 99-112

Ogawa Y., Kuroki T., 1982. Various reef attributes and swarming of fishes. In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds.), *"Japanese artificial reef technology"*, Aquabio, Annapolis (USA), pp. 115-124

Ogden J.C, Ebersole J.P., 1981. *Scale and community structure of coral reef fishes: a long-term study of a large artificial reef. Marine Ecology Progress Series* 4: 97-103

Oh T.G., Otake S., Lee O.M., 2011. *Estimating the effective wake region (current shadow) of artificial reefs*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini F., Fabi G., Otake S. (eds.), *"Artificial reefs fisheries management"*, Boca Raton (USA), CRC Press, pp. 279-295

Okamoto M., 1991. *Methods of estimating fish abundance around reefs*. In: Makoto M., Grove R.S., Sonu C.J. (eds.), *"Recent advances in aquatic habitat technology, Japan-U.S. Symposium on Artificial habitats for Fisheries Proceedings"*, Tokyo, June 11th -13th 1991, pp. 105-114

Okano T., Takeda M., Nakagawa Y., Hirata K., Mitsuhashi K., Kawaguchi S., Ito J., 2011. *Artificial reefs to induce upwelling to increase fishery resources*. In: Bortone S.A., Pereira Brandini, Fabi G., Otake S. (eds.), *"Artificial reefs fisheries management"*, CRC Press, Boca Raton (USA), pp. 265-278

Olin P., 2000. *Lobster culture*. In: Stickney R.R. (ed.), *"Encyclopedia of aquaculture"*, New York (etc.), John Wiley & Sons, pp. 500-506

OSPAR , 2009. *Assessment of construction or placement of artificial reefs*. OSPAR Commission, 29 pp.

Otake S., Oshitani M., 2006. *Macro-evaluation of catch data from artificial reefs deployed in the Japan Sea. Bulletin of Marine Science* 78: 221 (disponibile solo come abstract)

Otto J.A., 1992. *Adriatic benthos: problems and perspectives*. In: Colombo G., Ferrari I., Ceccherelli V.U., Rossi R. (eds.), *"Marine eutrophication and population dynamics"*, Fredesborg (Danemark), Olsen & Olsen, pp. 367-378

Overholzer-McLeod K., 2006. *Consequences of patch reef spacing for density-dependent mortality of coral-reef fishes. Ecology* 87: 1017-1026

Palandri G., Beccornia F., Relini M., Relini G., 2006. Sedici anni di osservazioni sui pesci della barriera artificiale di Loano. *Biologia Marina Mediterranea* 13

(1-Pt. 2): 132-140

- Patton M. L., Grove R.S., Harman R., 1985. *What do natural reefs tell us about designing artificial reefs in southern California?* *Bulletin of Marine Science* 37: 279-298
- Pérès J.M., Picard J., 1964. *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Recueil Travaux Station Endoume* 31: 1-137
- Pickering H., Whitmarsh D., Jensen A., 1998. *Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: investigating the potential.* *Marine Pollution Bulletin* 37: 505-514
- Pitcher T. J., Seaman W., 2000. *Petrarch's principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems.* *Fish & Fisheries* 1: 73-81
- Polovina J.J., 1989. *Artificial reefs: nothing more than benthic fish aggregators.* *California Cooperative Fisheries Report* 30: 37-40
- Polovina J.J., 1991. *Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats.* In: Seaman W., Sprague L.M. (eds.), *"Artificial habitats for marine and freshwater fisheries"*, London, Academic Press, pp. 153-176
- Polovina J. J., Sakai I., 1989. *Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan.* *Bulletin Marine Science* 44: 997-1003
- Powers S.N., Grabowski J.H., Peterson C.H., Lindberg W.J. 2003. *Estimating enhancement of fish production by offshore artificial reefs: uncertainty exhibited by divergent scenarios.* *Marine Ecology Progress Series* 264: 265-277
- Pybas D.W., 1997. *Atlas of artificial reefs in Florida.* 5th ed., Gainesville (USA), Florida Sea Grant College Program Florida, 51 pp.
- Ramos J., Santos M.N., Whitmarsh D., Monteiro C.C., 2006. *Patterns of use in an artificial reef system: a case study in Portugal.* *Bulletin Marine Science* 78: 203-211
- Ramos-Esplà A.A., Guillén J.E., Bayle J.T., Sanchez-Jérez P., 2000. *Artificial anti-trawling reefs off Alicante, South-eastern Iberian peninsula: evolution of reef block and set designs.* In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds.), *"Artificial reefs in European seas"*, Kluwer Academic Publ., pp. 195-218
- Ramos J., Santos M.N., Whitmarsh D., Monteiro C.C., 2006. *The usefulness of the analytical hierarchy process to understand reef diving choice: a case study.* *Bulletin of Marine Science* 78: 213-219
- Revenga S., F. Fernandez , J.L. Gonzalez, E. Santaella, 1997. *Artificial reefs in Spain: the regulatory framework.* In: Jensen A.C. (ed.), *"European artificial reef research"*, *Proceedings 1st EARRN Conference, Ancona (Italy), March*

1996, Publ. Southampton Oceanographic Centre, pp. 161-174

- Recasens L., Lombarte A., Sanchez P., 2006. *Teleostean fish assemblages in an artificial rocky area in Catalonia (Northwestern Mediterranean): an ecomorphological approach*. *Bulletin Marine Science* 78: 71-82
- Reed D.C., Schroeter S.C., Huang D., Anderson T.W., Ambrose R.F., 2006. *Quantitative assessment of different reef designs in mitigating loss kelp forest fishes*. *Bulletin of Marine Science* 78: 133-150
- Relini G., 1995. Convegno di Loano per la difesa del mare (8-9 luglio 1994): presentazione. *Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): III
- Relini G., Zamboni N., Tixi F., G. Torchia G., 1994. *Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the gulf of Genoa (Northwestern Mediterranean)*. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 745-771
- Relini G., Relini M., Torchia G., 1995. La barriera artificiale di Loano. *Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): 21-64
- Relini M., Torchia G., Relini G., 1995. *The role of a FAD in the variation of fish assemblages on the Loano artificial reef (Ligurian Sea – NW Mediterranean)*. "Proceedings Ecoset '95", Tokyo, Japan International Marine Science and Technology Federation, (1), pp. 1-5
- Relini G., Relini M., Palandri G., Merello S., Beccornia E., 2007. *History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian Sea, Italy*. *Hydrobiologia* 580: 193-217
- Sala A., Fabi G., Manoukian, S., 2007. *Vertical diel dynamics of fish assemblage associated with an artificial reef (Northern Adriatic Sea)*. *Scientia Marina* 71: 355-364
- Santaella E., Revenga S., 1995. *Les récifs artificiels dans la politique de la pêche en Espagne*. *Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): 95-98
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lasserre G., 1997. *Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review*. In: Jensen A.C. (ed.), "European artificial reef research", *Proceedings 1st EARRN Conference, Ancona (Italy), March 1996*, Southampton Oceanographic Centre Publ., pp. 97-114
- Santos M.N., Monteiro C.C., Gaspar M.G., 2002. *Diurnal variations in the fish assemblage at an artificial reef*. *ICES Journal Marine Science* 59: S32-S35
- Santos M.N., Monteiro C.C., 2007. *A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two Algarve artificial reefs (southern Portugal)*. *Hydrobiologia*, 580: 225-231
- Sato O., 1985. *Scientific rationales for fishing reef design*. *Bulletin of Marine Science* 37: 329-335

- Scarcella G., Bombace G., Fabi G., Grati F., 2004. Aumento controllato dello sforzo di pesca in una barriera artificiale dell'Adriatico settentrionale: effetti sul popolamento ittico. *Biologia Marina Mediterranea*, 11 (2): 21-32
- Schroder A., C. Orejas C., Joschko T., 2006. *Benthos in the vicinity of piles Fino1 (North Sea)*. In: Koller J., Koppel J., Peters W. (eds.), "Offshore wind energy", Berlin & Heidelberg, Springer Verlag, pp. 185-200
- Schroepfer R.L., Szdelmayer S.T., 2006. *Estimates of residence and site fidelity for red snapper Lutjanus campechanus on artificial reefs in northeastern Gulf of Mexico*. *Bulletin of Marine Science* 78: 93-101
- Seaman W., 2002. *Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evolution*. *ICES Journal Marine Science*, 59: S14-S16
- Seto M., Sato T., 2004. *Possibility of recycling large-scale obsolete vessels to enhance the biological productivity in the Japan Sea near Hokkaido*. *Proceedings Annual Meeting Environmental Systems Research* 32: 237-242
- Sheng P. Y., 2000. *Physical characteristics and engineering at reef sites*. In: Seaman W. (ed.), "Artificial reef evaluation", Baton Rouge (USA), CRC Press, , pp. 51-94
- Shipp R.L., 1999. *The artificial reef debate: are we asking the wrong questions?* *Gulf Mexico Science* 17: 51-55
- Simard F. (1995) – *Réflexions sur les récifs artificiels au Japon*. *Biologia Marina Mediterranea* 2 (1): 99-110
- Simard F., 1997. *Socio-economic aspects of artificial reefs in Japan*. In: Jensen A. C. (Ed.), "European artificial reef research", *Proc. 1st EARRN Conference, Ancona, March 1996*, Publ. Southampton Ocean. Centre, pp. 233-240
- Spanier E., Lavalli K.L., Edelist D., 2011. *Artificial reefs for lobsters: an overview of their application for fisheries enhancement, management and conservation*. In: Bortone S.A., Perieira Brandini F., Fabi G., S. Otake S. (eds.), "Artificial reefs fisheries management", CRC Press, Boca Raton (USA), pp. 77-109
- Stephan C.D., Lindquist D.G., 1989. *Comparative analysis of fish assemblages associated with old and new shipwrecks and fish aggregating devices in Onslow Bay, North Carolina*. *Bulletin of Marine Science* 44: 698-717
- Stone R.B., Pratt H.L., Parker R.O., Davis G.E., 1979. *A comparison of fish populations on an artificial and natural reef in Florida Keys*. *Marine Fisheries Review* 41 (9): 1-11
- Supongpang S., 2006. *Artificial reefs in Thailand*. SEAFDEC, TD/TRB/74, 23 pp. + 1 annex (ISBN: 974-19-4669-4)
- Sutherland J.P., Karlson , R.H., 1977. *Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina*. *Ecological Monographs* 47: 425-

- Svane I., Petersen J.K., 2001. *On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. Marine Ecology* 22: 169-188
- Takahashi H., Masuda A., Okamatsu T., Takagi N., 2007. *Quantitative surveys of fish assemblage at high-rise fish reef by stationary underwater cameras.* In: "Proceedings symposium underwater technology and workshop on scientific use of submarines cables and related technologies", Tokyo, April 17-20 2007, IEEE Oceanic Engineering Society, pp. 463-466
- Terashima H., Sato M., Kawashi H., Thiam D., 2007. *Quantitative biological of a newly installed artificial reef in Yenne, Senegal. Zoological Studies* 46: 69-82
- Theparoonrat Y., 2011. *Experiences on artificial reefs in Southeast Asia.* In: Ikuta K., Akeda S. (eds.), "The FRA-SEAFDEC joint international workshop on artificial reefs for fishery resource recovery. Program and Proceedings.", Tokyo, Nov. 11th 2010, NIFRE-FRA, Ibaraki (Japan), pp. 7-25 (http://nrife.fraaffrc.go.jp/index_e.html)
- Thierry J.-M., 1988. *Artificial reefs in Japan – a general outline. Aquaculture Engineering* 7: 321-328
- Tseng C.T., Chen S.C., Huang C.S., Liu C.C., 2001. *GIS-assisted site selection for artificial reefs. Fisheries Science* 67: 1015-1022
- Vivekanandan E., Venkatesan S., Mohanraj G., 2006. *Service provided by artificial reef off Chennai: a case study. Indian Journal of Fisheries* 53: 67-75
- Waltemath M., B. Schirm B., 1995. *Effects and management of artificial reefs, including experience outside the Philippines.* In: Munro J.L., Balgos M.C. (eds.), "Artificial reefs in the Philippines", Manila, ICLARM, pp. 25-30
- Watanuki N., Gonzales B.J., 2006. *The potential of artificial reefs as fisheries management tools in developing countries. Bulletin of Marine Science* 78: 9-19
- West J.E., Buckley R.M., Doty D.C., 1994. *Ecology and habitat use of juvenile rockfishes (Sebastes spp.) associated with artificial reefs in Puget Sound, Washington. Bulletin of Marine Science* 55: 344-350
- Whitmarsh D., Santos M.N., Ramos J., Monteiro C.C., 2008. *Marine habitat modification through artificial reefs off the Algarve (southern Portugal): an economic analysis of the fisheries and the prospects for management. Ocean & Coastal Management* 51: 463-468
- Yoshimuda N., 1982. *Suitable conditions for reef installation.* In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds.), "Japanese artificial reef technology". Aquabio, Annapolis (USA), pp. 137-146

PARTE SECONDA. CASO DI STUDIO DEL VENETO: LE BARRIERE ARTIFICIALI ANTISTANTI LA SACCA DEL CANARIN (RO)

di Laura Sabatini, Gianluca Franceschini e Otello Giovanardi

1 INTRODUZIONE

Il progetto ADRI.BLU, nell'ambito del Programma Interreg IIIA Transfrontaliero Adriatico (Asse 2 - Integrazione economica dei sistemi produttivi transfrontalieri, Misura 2.1 - Miglioramento della competitività e della cooperazione), ha dato applicazione ai principi fissati dalla nuova Politica Comune della Pesca (Reg. CE 2371/02 e segg.) volti alla tutela dell'ambiente marino, seguendo un approccio innovativo consistente nell'incremento delle risorse ittiche e della biodiversità, nella promozione della diversificazione delle attività di pesca e nella gestione sostenibile del settore e del territorio in cui l'attività di pesca è praticata, in applicazione dei principi di Gestione Integrata delle Zone Costiere [GIZC - Comunicazione della Commissione Europea al Consiglio ed al Parlamento Europeo, Com (2000) 547].

ADRI.BLU si è proposto di stimolare un processo transfrontaliero di sviluppo socio-economico sostenibile del settore ittico dell'Alto Adriatico, a seguito di iniziative specifiche di coordinamento e pianificazione che hanno favorito la qualificazione delle iniziative imprenditoriali dell'Alto Adriatico, in un contesto generale di reale incremento della sostenibilità delle attività di pesca.

Il progetto ha previsto la realizzazione di una serie di azioni che hanno incoraggiato la creazione di un contesto favorevole allo sviluppo delle PMI del settore ittico mediante l'integrazione e l'armonizzazione transfrontaliera delle politiche della pesca, il coordinamento e la gestione responsabile del settore, l'incremento delle risorse aliutiche a disposizione delle PMI di pesca, la creazione di opportunità di innovazione e diversificazione delle attività tradizionali e di occasioni di incontro e scambio tra PMI e qualificazione degli operatori del settore.

Gli obiettivi specifici sono consistiti in:

1. Promuovere il coordinamento tra le istituzioni regionali dell'Alto Adriatico per l'integrazione e l'armonizzazione delle politiche della pesca a livello transfrontaliero, finalizzate alla creazione di un contesto favorevole allo sviluppo delle PMI del settore ittico;
2. Favorire l'organizzazione e il coordinamento del settore ittico, attraverso la realizzazione di strumenti specifici per l'orientamento e la gestione delle risorse naturali e delle attività di pesca basati anche sull'uso di tecnologie dell'informazione, finalizzati a favorire l'integrazione fra le imprese di pesca dell'area;
3. Promuovere ed incentivare la sostenibilità delle attività di pesca mediante la realizzazione di infrastrutture per l'incremento diffuso della biodiversità a beneficio delle PMI dell'Alto Adriatico;

4. Creazione di nuove opportunità di sviluppo per le PMI del settore mediante la diversificazione delle attività di pesca tradizionali, conseguenti all'applicazione di politiche razionali di gestione del settore;

5. Creazione di nuove opportunità di scambi commerciali, produttivi e di innovazione tra le PMI transfrontaliere del settore ittico, come conseguenza delle azioni di incontro tra imprese;

6. Incrementare a livello transfrontaliero l'informazione degli operatori del settore ittico in tema di gestione responsabile delle risorse e di attività innovative per il settore ittico.

Tali obiettivi sono stati raggiunti attraverso la realizzazione di sei Attività Tecniche (AT), su una delle quali (AT.4) è stato incentrato il presente lavoro.

L'AT.4 (Barriere sommerse) è un'azione pilota finalizzata all'incremento della sostenibilità delle attività pesca consistente nella realizzazione di barriere artificiali aventi la funzione di arricchimento della biodiversità dei fondali marini grazie all'irradiamento delle popolazioni dai siti in cui le barriere sono installate. La loro posa è stata realizzata sulle coste italiane dove i fondali sono sabbiosi, valorizzandone la naturale funzione di aree *nursery*.

Il progetto ADRI.BLU è stato adottato dalla Giunta Regionale del Veneto ed ha riguardato "l'allestimento di barriere artificiali sommerse (elevazioni artificiali del fondale) da ubicarsi in aree interdette alla pesca professionale nella zona costiera prospiciente la provincia di Rovigo".

La Direzione Regionale dell'Unità Complessa Politiche Faunistico Venatorie e della Pesca ha individuato nel Consorzio di Bonifica Delta Po Adige, ora Delta del Po, l'Ente al quale affidare la gestione dell'intervento previsto dal progetto ADRI.BLU, in quanto Ente dotato di esperienza nella progettazione e realizzazione di interventi strutturali per la regimazione idrica nonché in grado di avvalersi delle competenze professionali pertinenti allo specifico intervento. Trattandosi di un intervento sperimentale ed innovativo, un apposito Gruppo di Lavoro ha stabilito che venissero eseguite verifiche continue della situazione partendo da un "bianco", cioè da una verifica dello stato delle cose prima della posa in opera della struttura, per poi proseguire e monitorare la situazione dopo la posa della struttura stessa e fino alla scadenza della concessione regionale.

Le attività di monitoraggio sono state definite e stabilite dal Gruppo di Lavoro attraverso la stesura di apposite linee guida, determinate in funzione anche degli approfondimenti conseguenti all'effettuazione di incontri con altre regioni (Emilia Romagna e Friuli Venezia Giulia) consociate con il Veneto nel progetto ADRI.BLU.

1.1 La legge Regionale n. 15 del 12 luglio 2007

Il 12 Luglio 2007 il Consiglio Regionale del Veneto ha approvato la Legge Regionale n° 15 "Interventi per la tutela, la promozione e lo sviluppo della zona costiera del Veneto e per la creazione di zone di tutela biologica marina".

Le finalità della legge sono riportate all'Art. 1, che recita "La Regione del Veneto al fine della salvaguardia, protezione e ripopolamento delle risorse ittiche, attua un sistema di interventi e provvidenze finalizzate all'istituzione di zone di tutela biologica ed alla diversificazione, valorizzazione e riconversione delle imprese di pesca verso la molluschicoltura, la maricoltura e per lo sviluppo del turismo marittimo".

In particolare, all'Art. 5 viene indicata una delle linee d'azione della legge volta a favorire la riproduzione e l'accrescimento delle specie ittiche ed il ciclo biologico marino attraverso l'immersione di materiale artificiale inerte che porti alla formazione naturale indotta di "tegnùe".

La Giunta regionale è autorizzata, inoltre, ad acquisire o a realizzare studi scientifici e monitoraggi volti a verificare la peculiarità delle caratteristiche biologiche e strutturali che rendono le aree individuate idonee per la riproduzione di varie specie marine di importanza economico-commerciale.

Gli interventi sono stati realizzati dalla Giunta regionale sentiti i rappresentanti delle associazioni di categoria dei pescatori professionali.

Nell'ambito della Legge Regionale 12 luglio 2007 n.15 "*Interventi per la tutela, la promozione e lo sviluppo della zona costiera del Veneto e per la creazione di zone di tutela biologica marina*" la Giunta Regionale del Veneto ha concesso al Consorzio due finanziamenti per la realizzazione di ulteriori lavori a prosecuzione dell'intervento già finanziato con il progetto ADRI.BLU.

Tali progetti hanno continuato ed integrato gli interventi già realizzati, in quanto hanno previsto la posa di ulteriori strutture artificiali in continuità con quelle ADRI.BLU e la ripresa delle attività di sondaggio e monitoraggio condotte tra il 2005 e il 2006.

1.2 Il piano di monitoraggio

Il presente lavoro è un compendio delle attività di monitoraggio che sono state condotte nell'area scelta per la posa delle barriere nell'ambito dei due progetti sopracitati.

Fase di bianco (2005-2006). Le attività prima della posa delle barriere artificiali hanno previsto:

- la caratterizzazione biologica dei popolamenti epibentonici insediati su corpi morti presenti nell'area (anno 2005 – a cura del dott. Colosio Francesco – CIRSA, Università di Bologna);
- la valutazione delle caratteristiche sedimentologiche e geotecniche dei fondali (marzo 2006 – a cura del dott. Covelli Stefano – DiSGAM, Università di Trieste);
- la caratterizzazione della comunità bentonica di fondo mobile (marzo 2006 – a cura della dott.ssa Boscolo "Gnolo" Simonetta);
- rilievi geofisici con strumenti di rilevamento acustici (*Side Scan Sonar*, *Sub Bottom Profiler* ed ecoscandaglio *singlebeam*), magnetometrici mediante Ferex e indagini visive (giugno 2006 – a cura dell'impresa SO.PRO.MAR S.p.A.);
- la pesca sperimentale con tremaglio per lo studio della distribuzione ed abbondanza delle specie ittiche presenti (marzo-settembre 2006 – a cura della dott.ssa Antonini Camilla).

Fase di monitoraggio (2008-2010). Dopo la posa delle barriere sono state ripetute alcune delle indagini condotte nella fase di bianco, in particolare:

- i rilievi geofisici e magnetometrici (dicembre 2006, ottobre 2008 - a cura dell'impresa SO.PRO.MAR S.p.A. e novembre-dicembre 2010 – a cura dell'impresa OCEANIX Srl);
- il monitoraggio della colonizzazione delle barriere da parte dei popolamenti epibentonici vegetali ed animali, in termini di specie presenti, densità e differenziamento in funzione delle tipologie di

barriere (giugno-agosto 2009 – a cura del dott. Ponti Massimo e della dott.ssa Fava Federica – CIRSA, Università di Bologna);

- il monitoraggio della fauna ittica mediante pesca sperimentale con tremaglio (ottobre 2008-ottobre 2010 – a cura della dott.ssa Sabatini Laura).

2 MATERIALI E METODI

2.1 Scelta del sito

Al ricevimento della D.G.R.V. n.2249 del 9 agosto 2005 di affidamento dell'incarico, il Consorzio si è subito attivato al fine di individuare le aree che avessero le caratteristiche richieste dal progetto ADRI.BLU. Per avere un quadro di siti idonei, è stato richiesto ai competenti uffici del Genio Civile di Rovigo l'ubicazione delle aree in concessione alle diverse società e cooperative di mitilicoltura intorno alle quali la pesca professionale fosse interdetta.

Tali informazioni così raccolte sono state presentate al Gruppo di Lavoro, comprendente altresì le Organizzazioni Professionali di categoria. In particolare, nel corso delle riunioni, le organizzazioni dei pescatori che giornalmente percorrono le acque al largo del delta hanno suggerito di limitare lo studio a due zone specifiche: una al largo della laguna di Caleri ed una compresa tra le Sacche del Canarin e Scardovari (Fig. 2.1).



Figura 2.1 Impianti di mitilicoltura scelti come aree di studio preliminari per la determinazione del sito.

Un biologo è stato incaricato di effettuare immersioni nelle due aree indicate per esaminare lo stato dei fondali e la situazione dei corpi morti presenti per l'ancoraggio delle boe di impianti di coltivazione di mitili situati nelle immediate vicinanze. In seguito ai risultati ottenuti dalle osservazioni subacquee, il Gruppo Tecnico ha scelto di distribuire le strutture in un'area ubicata a nord-est dell'impianto di mitilicoltura in concessione alla Cooperativa Consorzio Pescatori del Polesine posizionato tra le Sacche del Canarin e Scardovari (Fig. 2.2).

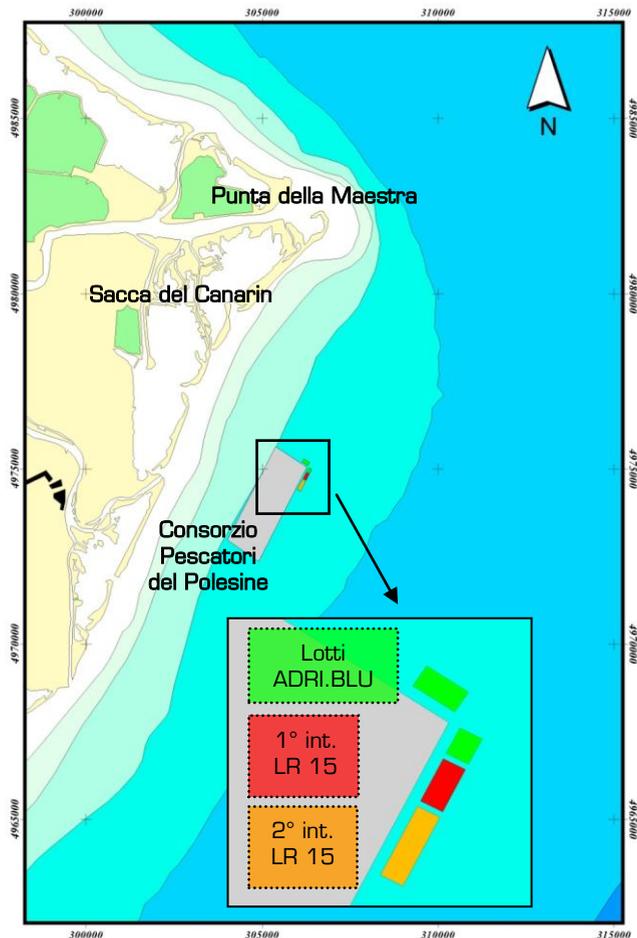


Figura 2.2 Area a nord-est dell'impianto di mitilicoltura in concessione alla Cooperativa Consorzio Pescatori del Polesine nella quale sono state posizionate le barriere artificiali (reticolo geografico da 5 km).

2.2 Tipologia barriere

Una delle funzioni delle barriere artificiali è quella di contribuire all'incremento della biodiversità marina sfruttando il fenomeno del "tigmotropismo". Studiata

e codificato nel 1938 da Breder e Nigrelli, il tigmotropismo rappresenta l'attrazione esercitata da substrati duri ed in genere da corpi solidi sommersi nei confronti dei pesci, ed è stato definito da questi studiosi come «il desiderio dei pesci di star vicino ad un oggetto solido». Ben noto ai pescatori sportivi e professionisti, ed a tutti i subacquei, il fenomeno del tigmotropismo ha decretato parte del successo delle barriere artificiali, in quanto l'efficacia delle barriere viene aumentata e completata tanto dall'impedimento che fisicamente esse costituiscono per la pesca a strascico, quanto dalla ricchezza di microfauna che vi trova un habitat favorevole negli interstizi appositamente creati.

Nell'ambito del progetto ADRI.BLU la scelta delle tipologie delle barriere artificiali da utilizzare è stata oggetto di discussione in diversi incontri del Gruppo di Lavoro anche attraverso una disamina dei diversi tipi di barriere già utilizzate al largo delle coste italiane, valutando per ciascuna gli aspetti positivi e quelli negativi.

È evidente che le diverse tipologie possono caratterizzare in maniere diverse i risultati finali in funzione, non tanto dei materiali, quanto delle "tane" e "ripari" che possono essere offerti. Diverse tipologie di barriere sono caratterizzate, altresì, dalle diverse difficoltà di reperimento sul mercato, di costi, di agilità di assemblaggio-trasporto-posa in opera, di maggiore o minore affondamento, di maggiore o minore possibilità di favorire l'attecchimento di una specie anziché un'altra.

È stato riscontrato dal Gruppo di lavoro che un particolare tipo di struttura prefabbricata prodotta da una ditta italiana, la TECNOTRE S.r.l. di Verona, denominata TECNOREEF®, era particolarmente indicata ed idonea allo scopo. Le strutture sono strutture componibili, composte da manufatti di calcestruzzo armato che può essere assemblato in svariate combinazioni e permette la costituzione di strutture complesse sui fondali marini per il ripopolamento naturale. Di dette strutture si è provveduto ad individuare due combinazioni, da 30 e 12 moduli, denominate rispettivamente barriere artificiali "Tipo 2" e "Tipo 3". (Figura 2.3a-b).

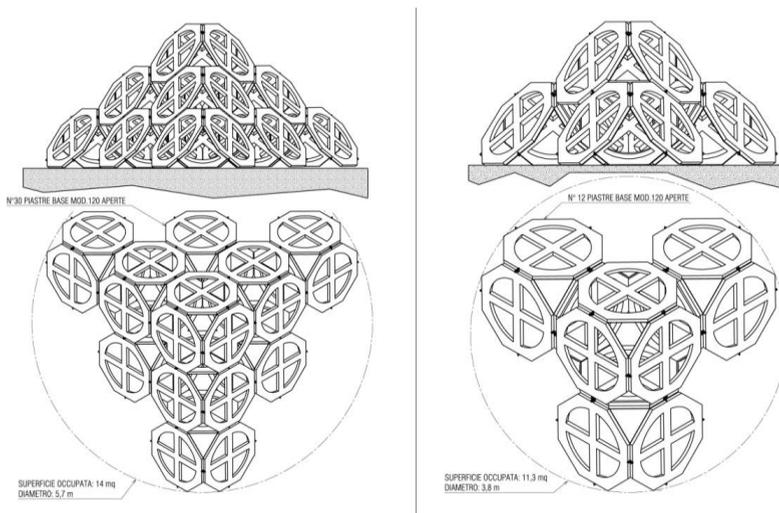


Figura 2.3a Schema di Barriere artificiali TECNOREEF®.



Figura 2.3b Foto delle Barriere artificiali TECNOREEF® impiegate nello studio: Tipo 2 (a sx) e 3 (a dx).

Il Gruppo di lavoro ha inoltre analizzato ed approvato un ulteriore tipo di barriera artificiale denominata barriera artificiale "Tipo 1" (Figura 2.4). Si tratta di una struttura di contenimento costituita da una soletta armata delle dimensioni di 2,40 x 3,00 m e spessore di 0,25 m. La parte in elevazione è costituita da profilati in acciaio adeguatamente controventati per sostenere il peso ed i movimenti della struttura durante il varo. All'interno del volume così delimitato sono stati posti tubi in cemento di diametri diversi, da 0,20 a 0,50 metri, ancorati alla sottostante soletta tramite funi di acciaio.

Il Gruppo di lavoro ha inoltre analizzato ed approvato un ulteriore tipo di barriera artificiale denominata barriera artificiale "Tipo 1" (Figura 2.4).



Figura 2.4 Barriera artificiale Tipo 1.

Si tratta di una struttura di contenimento costituita da una soletta armata delle dimensioni di 2,40 x 3,00 m e spessore di 0,25 m. La parte in elevazione è costituita da profilati in acciaio adeguatamente controventati per

sostenere il peso ed i movimenti della struttura durante il varo. All'interno del volume così delimitato sono stati posti tubi in cemento di diametri diversi, da 0,20 a 0,50 metri, ancorati alla sottostante soletta tramite funi di acciaio. La presenza di calcestruzzo ed acciaio, nonché la variazione delle dimensioni delle "tane" risultanti, favoriscono da un lato l'attecchimento di specie pioniere e offrono dall'altro riparo alle specie ittiche di diverse taglie. Le strutture sopradescritte sono state assemblate fuori opera e nell'autunno 2006 sono state trasportate e varate con l'utilizzo di un pontone (Fig. 2.5).



Figura 2.5 Posa delle barriere artificiali.

Le barriere sono state posizionate in due aree distinte al fine di analizzare l'efficienza e l'efficacia delle due tipologie (Tipo 1 su un'area e Tipo 2 e 3 su un'altra area) e verificarne, nel tempo, la funzione di richiamo e di riparo per diverse specie ittiche e crostacei.

Le due aree individuate per la posa delle barriere sono indicate nella Figura 2.6, con le seguenti caratteristiche:

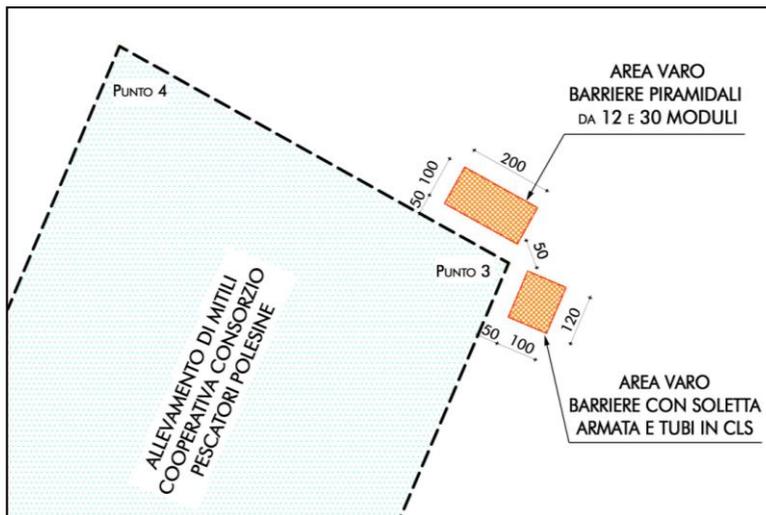


Figura 2.6 Aree nelle quali sono state posate le barriere nell'ambito del progetto ADRI.BLU: area nord con barriere Tipo 2 e 3; area sud con barriere Tipo 1.

- area nord delle dimensioni di metri 200 x 100 ubicata a 50 metri dall'allevamento di mitili in concessione alla Cooperativa Consorzio Pescatori del Polesine. Tale area, ubicata entro 200 metri dell'esistente allevamento, è interdetta alla navigazione e interessata all'allocazione dalle barriere artificiali "Tipo 2" e "Tipo 3" (TECNOREEF);

- area sud delle dimensioni di metri 120 x 100 ubicata anch'essa a 50 metri dall'allevamento di mitili sopra descritto. Anche tale area, ubicata entro 200 metri dall'esistente allevamento, è interdetta alla navigazione ed interessata alla posa della barriera artificiale "Tipo 1".

I progetti realizzati nell'ambito della Legge Regionale n. 15 del 12-07-2007 hanno previsto la posa di barriere in due campi ubicati in continuità con l'area sud individuata nel progetto ADRI.BLU e alla medesima distanza dall'impianto (Fig. 2.7).

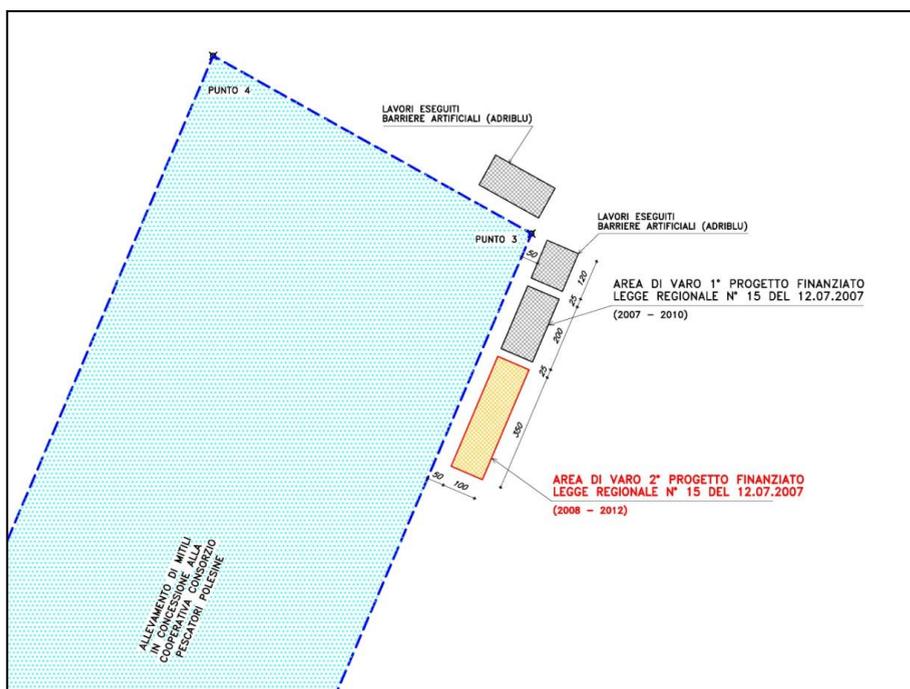


Figura 2.7 Aree di posa previste dal progetto realizzato nell'ambito della Legge Regionale n. 15 (1° e 2° intervento).

Il campo più vicino all'area sud (1° intervento L.R. 15/2007), realizzato tra febbraio e marzo 2010, è caratterizzato da un perimetro di dimensioni 200 x 100 metri di strutture "pesanti" antistrascico all'interno del quale sono state posizionate le strutture più "leggere", i Tecnoreef (Fig. 2.8).



Figura 2.8 Prima area di posa nell'ambito del Progetto per la gestione dell'allestimento di barriere artificiali sommerse (L.R. n. 15/2007). I cerchi riportano l'ipotetica area di influenza di ogni manufatto.

Le strutture del perimetro sono quelle di Tipo 1, utilizzate già nel progetto ADRI.BLU, e un nuovo tipo di corpo morto; si tratta di un parallelepipedo di cemento armato che presenta forature in varie direzioni che possono costituire tane e ripari (Fig. 2.9a-b). Le strutture Tecnoreef sono costituite da piramidi ottenute dall'assemblaggio di 12 piastre (Fig. 2.9c). Il secondo campo barriere (2° intervento L.R. 15/2007) realizzato tra settembre-ottobre 2011, ha dimensioni pari a 350 x 100 metri ed è stato interessato dalla posa di tre tipologie di barriere: 26 strutture di Tipo 1 lungo il perimetro; 23 strutture piramidali e 10 strutture miste all'interno (Fig. 2.10).



Figura 2.9 Varo del primo campo barriere realizzato nell'ambito del Progetto per la gestione dell'allestimento di barriere artificiali sommerse (L.R. n. 15/2007): a-b) strutture perimetrali c) strutture Technoreef.

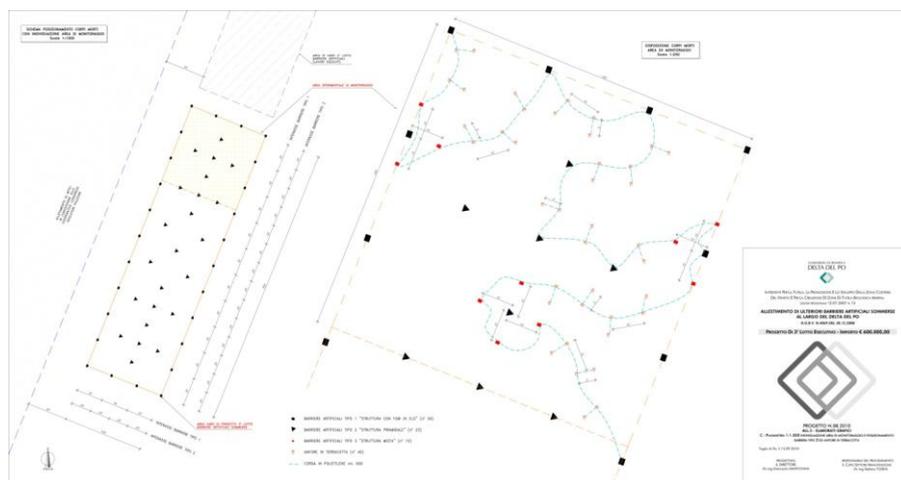


Figura 2.10 Area di varo del secondo campo barriere realizzato nell'ambito del Progetto per la gestione dell'allestimento di barriere artificiali sommerse (L.R. n. 15/2007).

2.3 Rilievi geofisici (SSS e Multibeam)

Rilievi geofisici con strumenti di rilevamento acustici sono stati condotti sia prima (giugno 2006 – a cura dell'impresa SO.PRO.MAR. S.p.A) che dopo la messa in opera delle strutture artificiali (dicembre 2006, ottobre 2008 - a cura dell'impresa SO.PRO.MAR S.p.A. e novembre-dicembre 2010 – a cura dell'impresa OCEANIX Srl) allo scopo di rilevare le caratteristiche originarie del fondale, la disposizione delle barriere artificiali dopo la posa ed eventuali tracce di pesca a strascico.

I rilievi sono stati effettuati con la N/O Astrea, di proprietà dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA, ex ICRAM) e gestita dalla SO.PRO.MAR. S.p.A., dotata di sistema di posizionamento DGPS con precisione metrica.

Gli strumenti utilizzati sono stati il sonar a scansione laterale (SSS) e l'ecoscandaglio *Multibeam* (Fig. 2.11) che hanno permesso di effettuare rilievi morfologici e batimetrici del fondale.

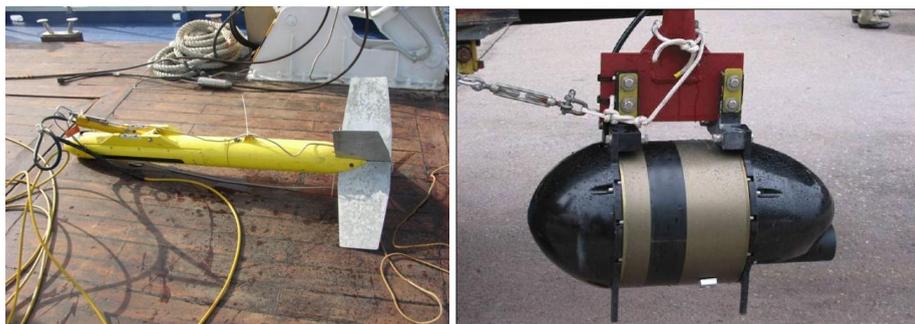


Figura 2.11 Sonar a scansione laterale (a sinistra) e Multibeam (a destra)

2.4 La comunità epibentonica di fondo duro

Il CIRSA - Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, Università di Bologna ha avuto l'incarico di valutare la comunità bentonica insediata sui corpi morti presso gli impianti di mitilicoltura **Consorzio Pescatori Polesine** e **Vi.S.Ma.** (vedere Fig. 2.1) ed in corrispondenza delle barriere ADRI.BLU.

Analisi dell'abbondanza degli organismi sessili e vagili sui corpi morti di due impianti di mitilicoltura (campionamento fotografico)

Seguendo le linee guida contenute nel manuale per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse (Rinaldi *et al.*, 2006) nonché attenendosi a quanto già realizzato nel precedente studio preliminare (anno 2005), sono stati analizzati i popolamenti epibentonici presenti sulle superfici orizzontali e verticali di due corpi morti (CM) utilizzati per l'ancoraggio degli impianti di mitilicoltura. Il campionamento è stato realizzato mediante tecniche fotografiche, analizzando separatamente le superfici verticali ed orizzontali dei

corpi morti. Per uniformità di giudizio sono state esaminate nuovamente le immagini del 2005.

I fattori analizzati in questo disegno di campionamento sono tre: l'anno (AN) casuale con due livelli: 2005 e 2009; il sito (SI) fisso con due livelli: corpo morto impianto Consorzio Pescatori Polesine e corpo morto impianto Vi.S.Ma.e l'orientamento (OR) fisso con due livelli: superfici verticali e orizzontali, il numero di repliche è 4.

Contestualmente all'analisi dei popolamenti epibentonici sui corpi morti degli impianti di mitilicoltura, sono state eseguite delle prove di portanza del fondale e stima dell'ampiezza e della profondità di erosione intorno ai corpi morti, sia presso l'impianto Consorzio Pescatori Polesine sia presso l'impianto Vi.S.Ma. Tali misure hanno esclusivamente carattere descrittivo.

Analisi dell'abbondanza degli organismi sessili e vagili (mediante rimozione con raschiatura)

Sono stati prelevati campioni di popolamenti epibentonici presenti sulle superfici verticali di 8 barriere artificiali (BA) all'interno dell'area di sperimentazione - quattro costituite da fascine di tubi "tipo 1" e quattro da piramidi Tecnoreef® "Tipo 2" e "Tipo 3". Per ciascuna delle barriere, scelte casualmente fra tutte quelle disponibili, è stato raccolto un campione di bentos mediante raschiatura su area standard, secondo le modalità successivamente descritte, per un totale di 8 campioni. In questa analisi vi è un unico fattore analizzato costituito dal tipo di barriera (TI) fisso con 2 livelli: fascine di tubi e piramidi Tecnoreef®, il numero di repliche è 4.

Analisi del ricoprimento percentuale degli organismi epibentonici sessili (mediante campionamento fotografico)

Sono stati analizzati i popolamenti epibentonici presenti sulle superfici verticali delle due principali tipologie di barriere artificiali (BA) all'interno dell'area di sperimentazione, una costituita da fascine di tubi "tipo 1", e una da piramidi Tecnoreef® "tipo 2" e "tipo 3". Per ciascuna tipologia sono state individuate 4 strutture a caso. Il campionamento è stato realizzato mediante tecniche fotografiche, come successivamente descritto. I fattori analizzati in questo disegno di campionamento di tipo gerarchico sono due: il tipo di barriera (TI) fisso con due livelli (fascine di tubi e piramidi Tecnoreef®) e le barriere (BA) casuali con quattro livelli, per ciascun tipo di barriera, il numero di repliche è 8.

Modalità operative

Il campionamento è stato realizzato in 3 date successive, determinate dalle condizioni meteo marine e dalla disponibilità delle imbarcazioni. In particolare i campionamenti presso l'impianto di mitilicoltura del Consorzio Pescatori Polesine e le adiacenti barriere artificiali sono stati realizzati nelle date 11 giugno e 17 luglio 2009. Il campionamento presso l'impianto Vi.S.Ma. è stato realizzato in data 6 agosto 2009. La posizione dei punti di campionamento è illustrata nella figura 2.12 e riportata in dettaglio nella tabella 2.1.

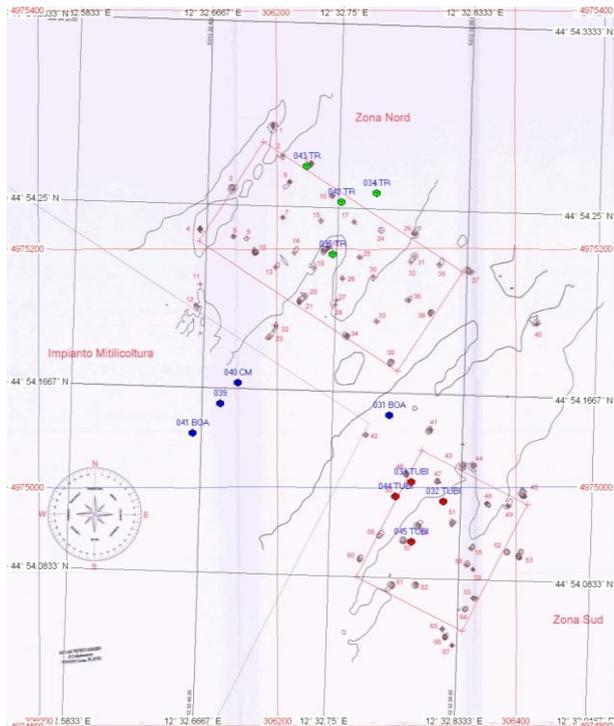


Figura 2.12 Disposizione dei punti di campionamento nelle due aree ADRI.BLU.

Tabella 2.1 Punti di campionamento (coordinate geografiche DMx, sistema WGS84, profondità corrette per la marea e riferite al livello di base degli scandagli, mean lower low water, MLLW).

data	GPS Fix	tipo	Lat	Lon	Prof. (m)
11/06/2009	31	boa vertice impianto	44° 54.157'	12° 32.786'	13.8
11/06/2009	32	BA fascine di tubi	44° 54.118'	12° 32.822'	13.8
11/06/2009	33	BA fascine di tubi	44° 54.127'	12° 32.801'	13.7
11/06/2009	35	BA Tecnoreef®	44° 54.229'	12° 32.747'	13.3
11/06/2009	34	BA Tecnoreef®	44° 54.257'	12° 32.774'	12.8
17/07/2009	41	boa terminale filare Consorzio Pescatori Polesine	44° 54.146'	12° 32.662'	13.0
17/07/2009	40	corpo morto Consorzio Pescatori Polesine	44° 54.169'	12° 32.689'	13.0
17/07/2009	39	filare sprofondato Consorzio Pescatori Polesine	44° 54.160'	12° 32.678'	12.2
17/07/2009	42	BA Tecnoreef®	44° 54.253'	12° 32.752'	12.9
17/07/2009	43	BA Tecnoreef®	44° 54.268'	12° 32.729'	13.0
17/07/2009	45	BA fascine di tubi	44° 54.100'	12° 32.803'	13.6
17/07/2009	44	BA fascine di tubi	44° 54.120'	12° 32.792'	13.5
06/08/2009	46	corpo morto Vi.S.Ma.	45° 07.346'	12° 27.942'	24.9

Modalità di campionamento

Il metodo di campionamento "fotografico" è un approccio non distruttivo, particolarmente adatto per aree sensibili e/o protette e che permette di essere replicato nel tempo, ritenuto particolarmente idoneo per lo studio dei popolamenti epibentonici sulle barriere artificiali (Pronzato, 1997; Ponti, 2006). Questo tipo di campionamento richiede l'immersione di operatori subacquei esperti fotografi in grado di acquisire le immagini, fornisce materiale archiviabile e analizzabile in tempi successivi e da più persone, permette un'analisi precisa del ricoprimento percentuale pur non consentendo di investigare strati sovrapposti di organismi e presentando alcuni limiti di identificazione degli organismi, per questo viene generalmente abbinato a campioni di riferimento e fotografie macro per collezione ed approfondimento tassonomico.

Il campionamento fotografico è eseguito con macchine fotografiche digitali, ad elevata definizione (nel presente caso: Olympus Cammedia C-7070 WZ, risoluzione 7 Mpixel) equipaggiata con scafandro subacqueo, flash TTL e fari alogeni (Fig. 2.13).



Figura 2.13 Esempio di sistema fotografico digitale: Olympus C-7070 in custodia impermeabile, con riquadratore e luce mista fari alogeni e flash TTL.

Rispetto alla fotografia tradizionale, l'impiego di macchine digitali consente una maggiore flessibilità di campionamento, un maggior numero di foto per immersione, una verifica immediata dell'esecuzione e tempi d'archiviazione, analisi ed elaborazioni minori. Poiché i campioni devono avere la medesima superficie, l'area della fotografia e la distanza dal fondale devono essere mantenuti costanti utilizzando un riquadratore connesso alla macchina da un distanziale rigido. Per la presente indagine viene adottata una superficie rettangolare di dimensioni 17 x 22.6 cm (area 0.038 m²).

In ogni sito le foto campione vengono acquisite in maniera casuale e in numero variabile, fino ad un massimo di 50, secondo l'estensione dell'area da campionare e delle condizioni operative. Di queste immagini, dopo aver scartato quelle di bassa qualità (eccessiva sospensione, errata esposizione, presenza di oggetti estranei, errato posizionamento del riquadratore, ecc.), ne sono estratte a sorte il numero necessario e predefinito per l'analisi dei popolamenti epibentonici.

Gli organismi visibili nelle foto sono identificati al livello tassonomico migliore possibile. Quando non è possibile identificare in modo univoco una specie o l'appartenenza dell'organismo ad un gruppo tassonomico definito si ricorre alla definizione di "morfotipi" distinguibili sulla base della morfologia esterna (forma e colore).

La stima del ricoprimento percentuale degli organismi, o dei morfotipi, identificabili nelle foto è condotta attraverso la stima visiva all'interno di 100 subquadrati, con risoluzione di 1% di ricoprimento (Meese e Tomich, 1992; Dethier *et al.*, 1993; Benedetti-Cecchi *et al.*, 1996). In primo luogo sono calcolate le zone non leggibili (zone buie, sfuocate o coperte da specie vagili), successivamente quelle coperte da sedimento. Per gli organismi sessili è valutato il ricoprimento percentuale rapportato successivamente alla porzione leggibile del campione.

Per realizzare il campionamento tramite raschiatura è stato utilizzato un apposito "riquadrateore". Questo consta di un telaio in alluminio a sezione rettangolare che serve a delimitare l'area di campionamento. In questo caso è stato utilizzato un riquadratore di 20 x 20 cm replicato 4 volte per ottenere un campione cumulativo di area complessiva di 1600 cm² (equivalente a 40 x 40 cm). Il riquadratore viene appoggiato sulla superficie da campionare e mentre un operatore lo mantiene in posizione l'altro, con l'aiuto di spatole, martello e scalpello, raccoglie tutti gli organismi e il detrito (Figura 2.14).

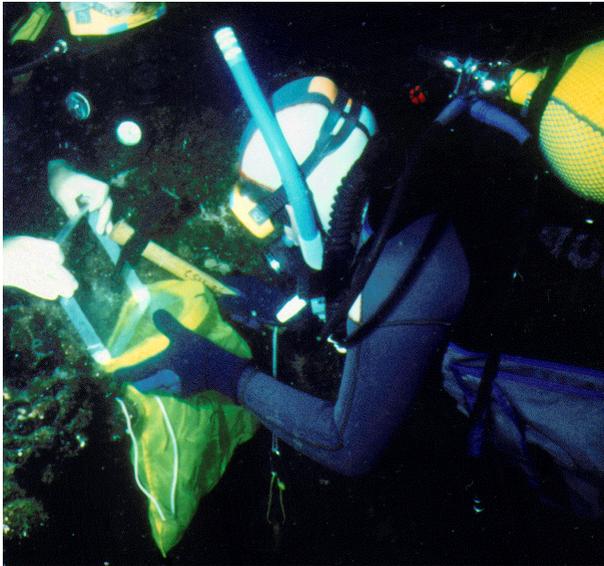


Figura 2.14 Esempio di rimozione degli organismi mediante raschiatura su superfici subverticali.

Per poter confrontare i popolamenti presenti sulle due tipologie di barriere, i campioni sono stati sempre raccolti su superfici subverticali, superfici orizzontali, infatti, sono presenti solo nelle barriere di fascine di tubi e quindi non sono state prese in considerazione.

Il materiale grattato è stato raccolto in appositi sacchetti numerati. I campioni sono stati fissati in soluzione di formalina commerciale tamponata (con etanolo o dolomite) e acqua di mare al 10% (soluzione al 4% di formaldeide).

Gli organismi raccolti e vivi al momento del campionamento sono identificati al livello tassonomico migliore possibile mediante analisi al microscopio e chiavi sistematiche.

Analisi dei dati

- Analisi della distribuzione delle singole specie

La percentuale di ricoprimento e l'abbondanza, in termini di numero di individui per campione e/o individui per dm², dei *taxa* più abbondanti sono stati riportati in grafici e analizzati tramite l'analisi della varianza non parametrica basata su permutazioni (PERMANOVA). Tale test fornisce risultati analoghi alla classica analisi della varianza (ANOVA) ma è meno restrittiva per quanto riguarda le assunzioni sull'omogeneità della varianza e non richiede trasformazioni dei dati (Anderson e Robinson, 2001). Per eseguire l'analisi PERMANOVA si utilizza la distanza euclidea tra i campioni per la variabile considerata. Nel caso di un numero ridotto di permutazioni disponibili si ricorre alla distribuzione teorica di Monte Carlo. I test sono considerati significativi per $\alpha < 0.05$.

- Diversità specifica

Lo studio della diversità specifica è stato effettuato calcolando gli indici di diversità per ogni campione. Sono stati utilizzati tre diversi indici (Krebs, 1989; Magurran, 2004):

Ricchezza specifica (S): corrisponde al numero di specie presenti in un determinato campione;

Indice di diversità di Shannon (H') (Shannon e Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2(p_i)$$

dove p_i è la quantità della specie i -esima sul totale delle catture e n = numero di specie.

L'indice misura la probabilità che un individuo preso a caso dalla popolazione appartenga ad una specie differente da una specie estratta in un precedente ipotetico prelievo; è il più diffuso indice di diversità e tiene conto sia del numero di specie sia delle abbondanze relative delle medesime. Il range di valori che può assumere va da 0 a $+\infty$; maggiore è il valore di H' più diversificato sarà il campione;

Indice di *evenness* o di equiripartizione di Pielou (J') (Pielou, 1966):

$$J' = H' / \log(S)$$

dove H' = indice di diversità di Shannon e S = numero delle specie.

Il valore dell'indice è compreso tra 0 e 1 e si riferisce al livello di omogeneità di distribuzione dell'abbondanza tra le specie. Il valore massimo è raggiunto quando le specie presentano la stessa abbondanza, mentre è caratterizzato

da valori bassi quando c'è uno squilibrio di abbondanza con la presenza di poche specie abbondanti e molte rare.

Le differenze tra i valori medi degli indici nei diversi siti sono state testate attraverso il test non parametrico a permutazioni PERMANOVA (Anderson e Robinson, 2001). I test sono considerati significativi per $\alpha < 0.05$.

Analisi della struttura dei popolamenti

I popolamenti sono analizzati tramite l'utilizzo di tecniche statistica multivariata, cioè che considerano tutte le specie presenti contemporaneamente.

Il punto di partenza di queste analisi consiste nell'esprimere tramite coefficienti di similarità o dissimilarità le relazioni esistenti fra ciascuna coppia di campioni in termini di abbondanza dei morfotipi considerati. In questa maniera si passa dalla matrice quadrata di dati iniziali ad una matrice triangolare di similarità. Molto spesso la matrice di dati grezzi iniziali non trasformati porta ad un'interpretazione dei dati in cui viene rappresentata solo la distribuzione delle specie più comuni. Per questo motivo è opportuno effettuare delle trasformazioni prima di calcolare le similarità. La trasformazione dei dati tramite radice quadrata permette di ridurre il peso delle specie più abbondanti in modo che alla similarità contribuiscano anche le specie meno comuni che molto spesso giocano un ruolo chiave nella caratterizzazione dei popolamenti. Il coefficiente di similarità utilizzato è quello di Bray-Curtis.

Le relazioni esistenti fra i popolamenti dei diversi siti sono state rappresentate graficamente su di un piano utilizzando il metodo di ordinamento PCO (*Principal Coordinate analysis* anche noto come *metric Multi Dimensional Scaling*) in cui i punti relativi a ciascun campione vengono ordinati sulla base delle misure di similarità (Anderson, 2003). Le nuvole di punti appartenenti al medesimo livello del fattore investigato in alcuni casi sono state rappresentate attraverso il loro punto centroide, ovvero il punto medio geometrico.

L'ipotesi che non esistano differenze nei popolamenti che caratterizzano le barriere o i corpi morti viene testata attraverso il test non parametrico a permutazioni PERMANOVA (Anderson e Robinson, 2001). I test sono considerati significativi per $\alpha < 0.05$.

2.5 La comunità ittica

Lo studio della fauna ittica è stato affidato alla dott.ssa Antonini Camilla (fase bianco) e alla dott.ssa Sabatini Laura (fase monitoraggio). Il confronto tra i dati delle fasi pre e post-barriere permette di avviare una valutazione dell'effetto che le strutture stesse esercitano sulle specie presenti, sulla loro abbondanza e distribuzione.

Periodo e stazioni di campionamento

L'attività di pesca sperimentale pre-barriere è stata condotta da marzo a settembre 2006, mentre quella post-barriere da ottobre 2008 ad ottobre 2010. I campionamenti sono stati effettuati con cadenza mensile in cinque differenti siti (Fig. 2.15):

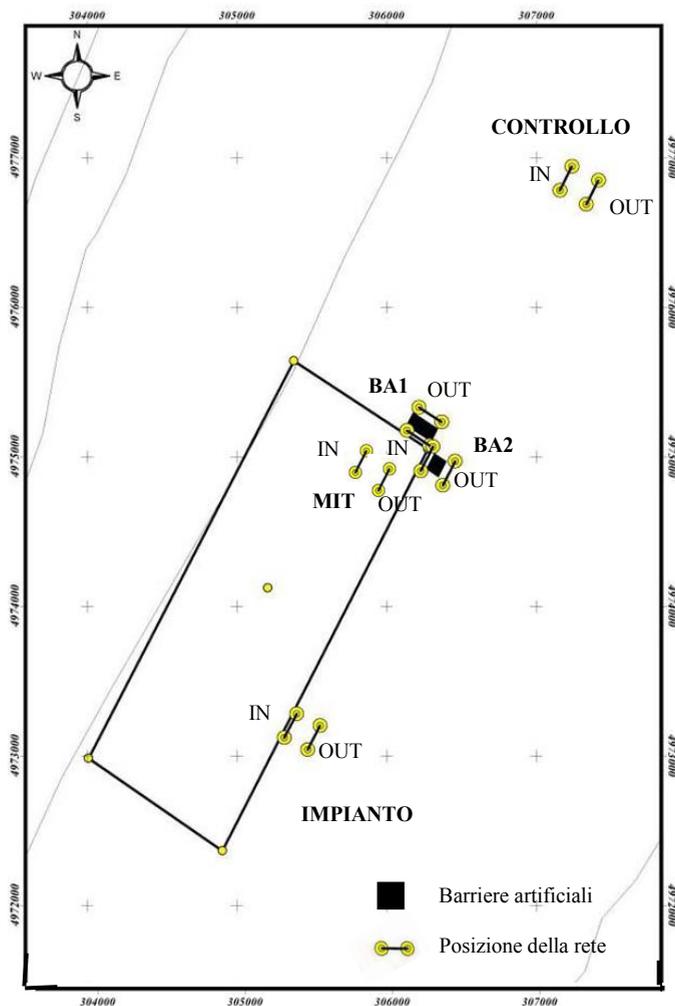


Figura 2.15 Siti di campionamento e cale (IN e OUT) effettuate in ogni sito.

- due siti in corrispondenza delle zone dove sono state posizionate le BA (BA1 e BA2);
- un sito di controllo lontano dall'impianto 1 miglio nautico verso nord-est (C);
- un sito posizionato a lato dell'impianto di mitilcoltura (IMP);
- un sito, aggiunto nel febbraio 2009, all'interno dell'impianto nella parte nord-est (MIT).

Il sito IMP è stato scelto per valutare l'effetto del solo impianto sulla comunità ittica, mentre il punto di campionamento MIT per poter rilevare un eventuale gradiente di abbondanza e biomassa delle catture tra l'impianto e le barriere. In ogni sito sono state effettuate due cale (IN e OUT), nella tabella 2.2 sono state riportate le coordinate delle stazioni campionate e la profondità.

Tabella 2.2 Coordinate geografiche (Datum WGS 84) delle stazioni di campionamento e profondità.

Stazione	Latitudine	Longitudine	Profondità
C IN	44°55.186	12°33.460	12.4
C OUT	44°55.139	12°33.590	12.8
BA1 IN	44°54.164	12°32.780	13.2
BA1 OUT	44°54.250	12°32.838	13.0
BA2 IN	44°54.159	12°32.799	13.5
BA2 OUT	44°54.109	12°32.913	13.8
MIT IN	44°54.021	12°32.516	13.0
MIT OUT	44°54.049	12°32.598	13.1
IMP IN	44°53.181	12°32.148	14.1
IMP OUT	44°53.141	12°32.268	14.5

Modalità di campionamento

Per i prelievi sono state impiegate reti tremaglio con le seguenti caratteristiche: altezza 2 metri, maglia interna 72 mm, maglia esterna 400 mm e lunghezza totale 160 metri circa. Le uscite mensili sono state condotte dal Sig. Claudio Stoppa che ha fornito l'imbarcazione "Flipper" (matricola n° 3C1676) normalmente impiegata nella zona per la pesca con reti da posta. Le reti sono state calate tra l'una e le due del mattino e salpate tra le sette e le otto, per un totale di 6h di cala. Durante il salpamento gli esemplari sono stati tolti dalla rete e raccolti in buste di plastica etichettate con la data di campionamento e la sigla della cala. Infine, i campioni sono stati conservati in freezer ad una temperatura di -20° C. Condizioni meteomarine sfavorevoli hanno impedito di effettuare le uscite nei mesi di dicembre 2008, dicembre 2009 e febbraio 2010 e, inoltre, non hanno permesso di calare all'interno dell'impianto (sito MIT) nei mesi di aprile e giugno 2009 (Tab. 2.3).

Tabella 2.3 Periodi di campionamento pre e post-barriera nei siti di studio.

	preBA						postBA3						postBA4																						
	mar'06	apr'06	mag'06	giu'06	lug'06	ago'06	set'06	ott'08	nov'08	dic'08	gen'09	feb'09	mar'09	apr'09	mag'09	giu'09	lug'09	ago'09	set'09	ott'09	nov'09	dic'09	gen'10	feb'10	mar'10	apr'10	mag'10	giu'10	lug'10	ago'10	set'10	ott'10			
BA1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
BA2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
MIT											*	*		*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
IMP	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
C	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Analisi di laboratorio

Dopo lo scongelamento tutti gli esemplari sono stati identificati al livello tassonomico più basso possibile, misurati con l'ittiometro al millimetro inferiore (lunghezza totale) e pesati individualmente su una bilancia tecnica (0.01 g), ad eccezione delle sardine (*Sardina pilchardus*) e delle acciughe (*Engraulis encrasicolus*) che sono state solo contate e pesate assieme.

Analisi dei dati

Le specie ittiche sono state suddivise in base al loro rapporto con il fondo in specie pelagiche (P), necto-bentoniche (NB) e bentoniche (B). Inoltre, tutte le specie sono state raggruppate in funzione del grado di attrazione verso i substrati duri (anche barriere artificiali) nelle categorie attratte (AT), parzialmente attratte (PA) e non attratte (NA) (Bombace *et al.*, 1994):

- specie AT → specie con habitat limitato, fortemente dipendenti dalla presenza di substrati duri (naturali o artificiali), usano tali substrati per rifugiarsi o alimentarsi;
- specie PA → specie mobili, parzialmente dipendenti dal substrato duro poiché possono esserne temporaneamente attratte, ma che vengono osservate anche in mare aperto lontano da tali substrati;
- specie NA → specie tipiche dei substrati mobili o di ambiente pelagico, ma che possono essere presenti anche attorno ai substrati duri pur non avendo alcuna relazione con essi.

Il set di dati è stato suddiviso in base agli anni di monitoraggio (Tab. 2.3):

- dati preBA corrispondenti ai prelievi effettuati prima della posa in opera delle barriere artificiali (marzo-settembre 2006);
- dati postBA3 corrispondenti ai campionamenti condotti 3 anni dopo il posizionamento delle strutture (ottobre 2008-settembre 2009);
- dati postBA4 corrispondenti alle catture effettuate 4 anni dopo (ottobre 2009-ottobre 2010).

I parametri utilizzati per descrivere la comunità ittica presente nei siti di campionamento prima e dopo la posa dei substrati artificiali sono stati i seguenti:

- densità (numero di individui catturati);
- biomassa (peso totale degli individui);
- ricchezza specifica (numero di specie);
- indici di diversità di Shannon e di Pielou (vedere pag. 69).

A causa dei differenti tempi di cala impiegati nei vari campionamenti, i valori di densità e biomassa delle catture sono stati standardizzati dividendoli per ora di cala e metro di rete:

$$\text{densità (biomassa) std} = \frac{\text{n}^\circ \text{ di individui catturati (peso totale degli individui)}}{\text{tempo di cala (h) x lunghezza della rete (m)}}$$

I softwares utilizzati per la creazione delle mappe, la realizzazione di grafici e tabelle di sintesi dei dati, il calcolo degli indici di diversità e l'analisi statistica sono: ArcView GIS 3.2, Microsoft Office Excel 2007, Statistica 6.1 e Primer 6.1.5.

3 RISULTATI

3.1 Indagine geofisica (SSS e Multibeam)

Dal rilievo batimetrico è stata prodotta una Carta Batimetrica in scala 1:2000, con isobate spaziate di 20 cm, dalla quale si evidenzia come nella zona in esame le linee batimetriche, ove non influenzate dalle strutture antropiche, hanno andamento circa parallelo alla linea di costa con profondità comprese circa tra le isobate di -13.0 m e -14.0 m rispetto al Livello Medio Mare (Fig. 3.1).

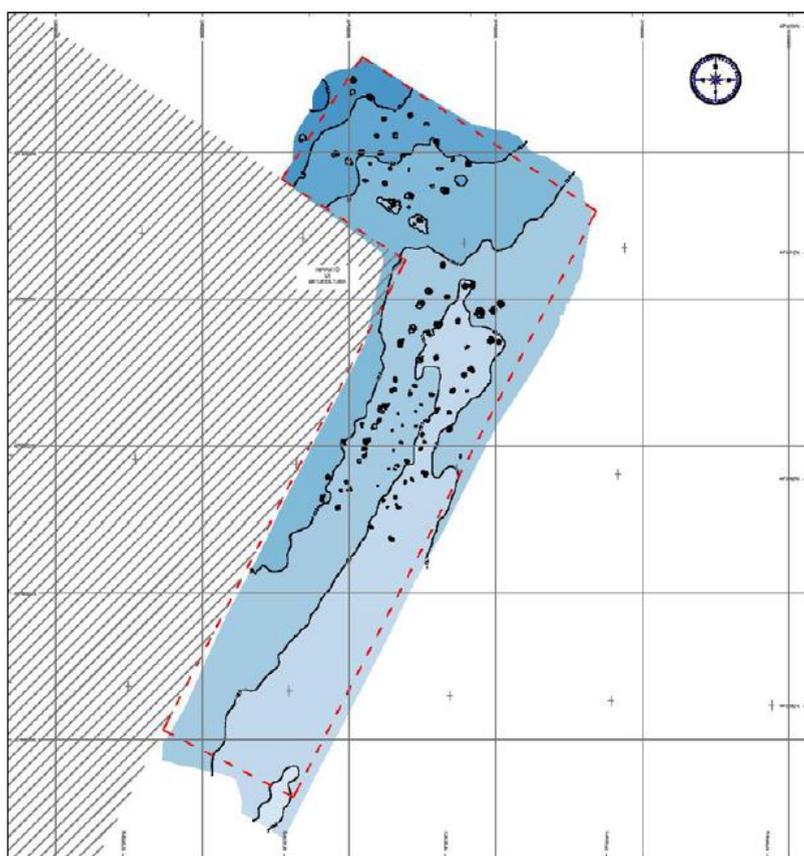


Figura 3.1 Carta batimetrica.

Pertanto, il fondale dell'area in esame si può considerare subpianeggiante, naturalmente facendo eccezione per le strutture di origine antropica presenti nell'area.

Il rilievo batimetrico di dettaglio ha permesso altresì di definire la posizione georeferenziata delle strutture di ripopolamento ittico messe in opera. Le barriere artificiali sommerse presentano una distribuzione irregolare sul fondale (Fig. 3.2).

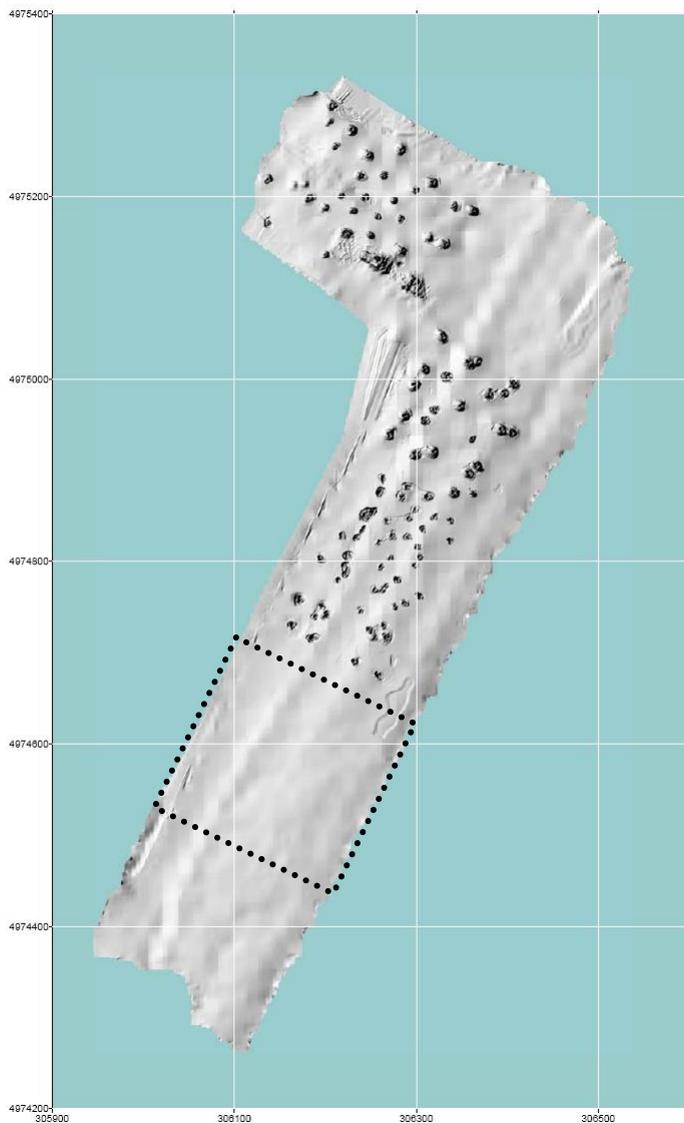


Figura 3.2 Rappresentazione "Shaded relief" del fondo marino nell'area di indagine. Box tratteggiato: vedere didascalia della figura successiva.

I risultati delle indagini hanno messo in evidenza come l'area indagata presenti un fondale piuttosto articolato, benché originariamente abbastanza uniforme, e ricco di morfologie peculiari. Nello specifico, sono state identificate e distinte le seguenti tipologie di target:

- aree di passaggio delle reti a strascico;
- target lineari di origine antropica (probabilmente cavi);
- strutture di ripopolamento ittico.

In particolare, i mosaici SSS ottenuti sia prima della posa in opera delle strutture artificiali che dopo evidenziano tracce di pesca a strascico, probabilmente dovute alla pesca con i rapidi (Fig. 3.3).

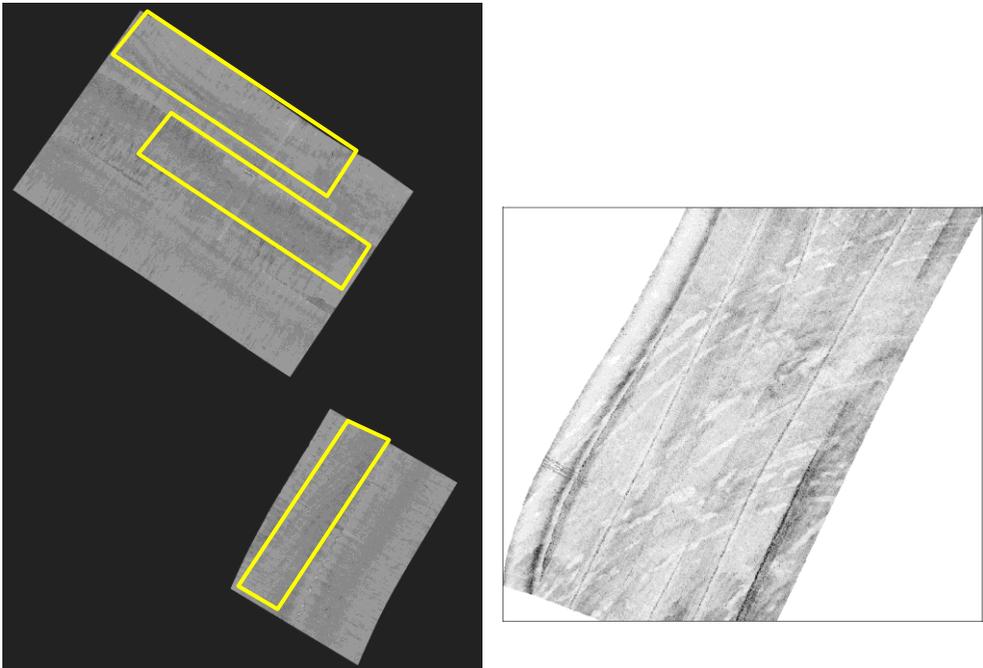


Figura 3.3 A sinistra: mosaico SSS delle due aree ADRI.BLU prima dell'installazione delle barriere; sono visibili (box gialli) dei segni di pesca. A destra: particolare del mosaico SSS dopo l'installazione delle barriere (cfr box tratteggiato in Fig. 3.2): sono visibili dei solchi presumibilmente dovuti al passaggio di attrezzi a strascico.

Dal punto di vista sedimentologico, il fondale si presenta omogeneo e risulta di natura prevalentemente limosa e/o limosa-sabbiosa (Fig. 3.4).

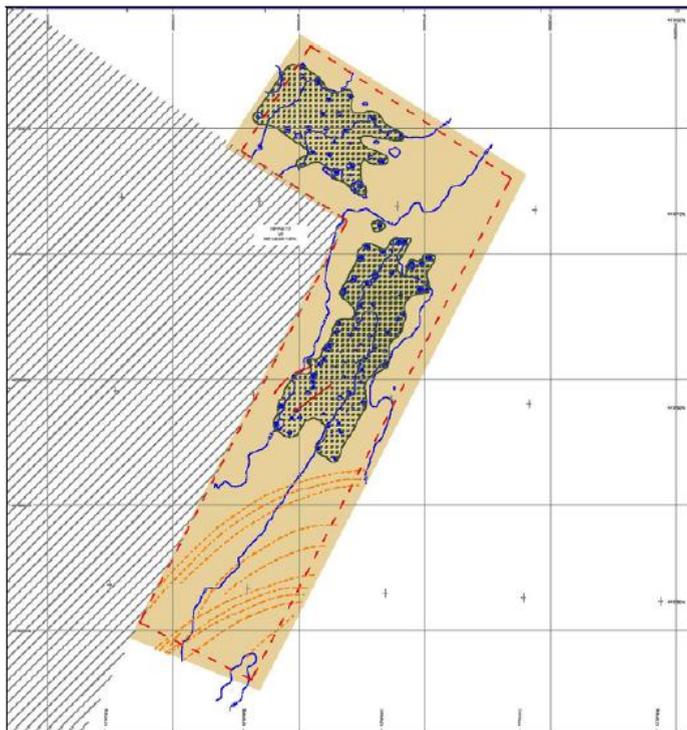


Figura 3.4 Carta morfologica.

Nei rilievi multibeam, le barriere artificiali spiccano in evidenza dal fondo marino (Figg. 3.5-3.7).

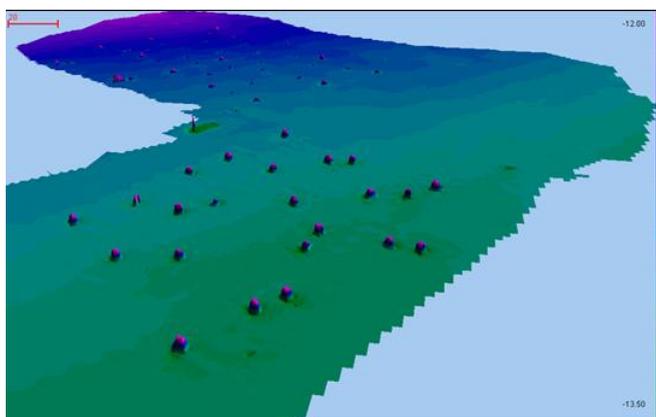


Figura 3.5 Immagine tridimensionale da dati batimetrici multibeam. Panoramica delle zone sud e nord (progetto ADRI.BLU), con le strutture antropiche in evidenza.

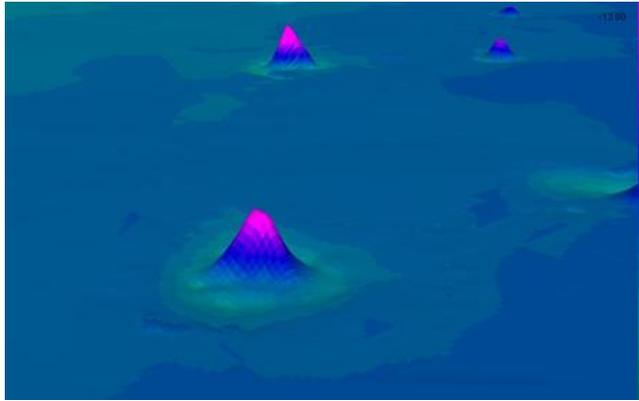


Figura 3.6 Immagine tridimensionale da dati batimetrici multibeam: dettaglio delle strutture piramidali.

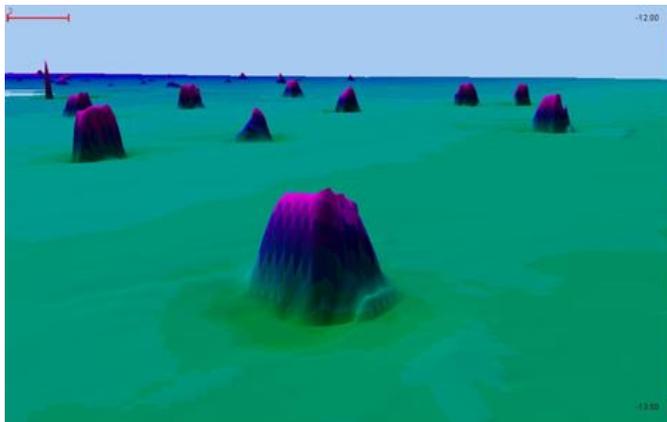


Figura 3.7 Immagine tridimensionale da dati batimetrici multibeam: dettaglio delle strutture a parallelepipedo.

Il rilievo batimetrico di precisione ha permesso di evidenziare tracce di erosione intorno alle strutture – sia piramidali che a parallelepipedo - con entità variabili, ma comunque nell'ordine dei 10-20 cm (Figg. 3.8-3.11).

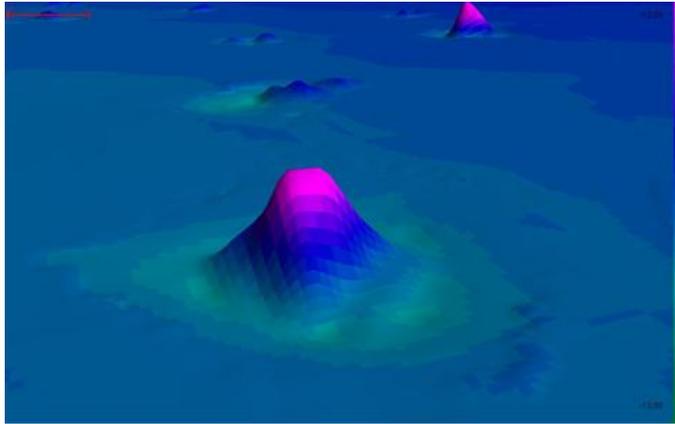


Figura 3.8 Immagine tridimensionale da dati batimetrici multibeam: si nota l'erosione intorno alla struttura piramidale.

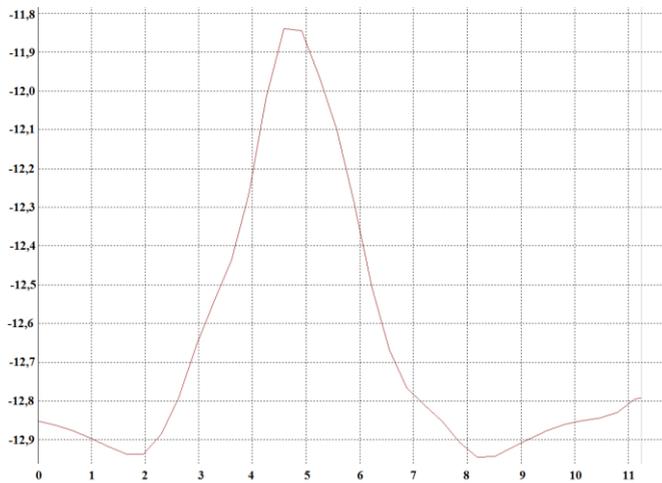


Figura 3.9 Profilo batimetrico attraverso una delle strutture piramidali. Alla base della struttura si nota una zona di erosione profonda circa 15 cm nel lato più scavato.

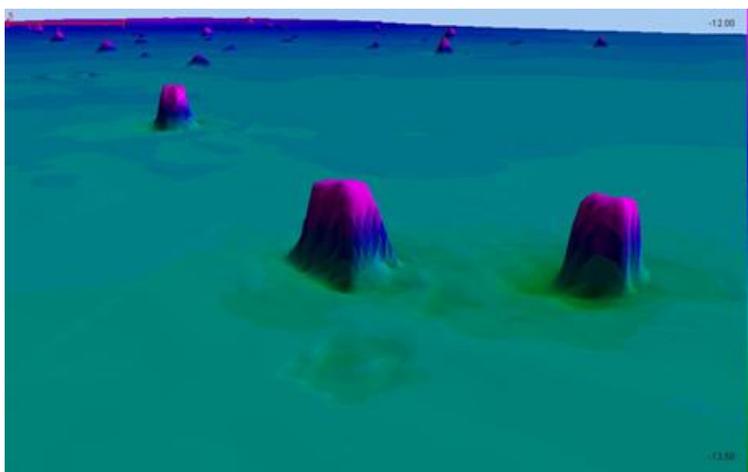


Figura 3.10 Immagine tridimensionale da dati batimetrici multibeam: si nota l'erosione intorno alle strutture a parallelepipedo.

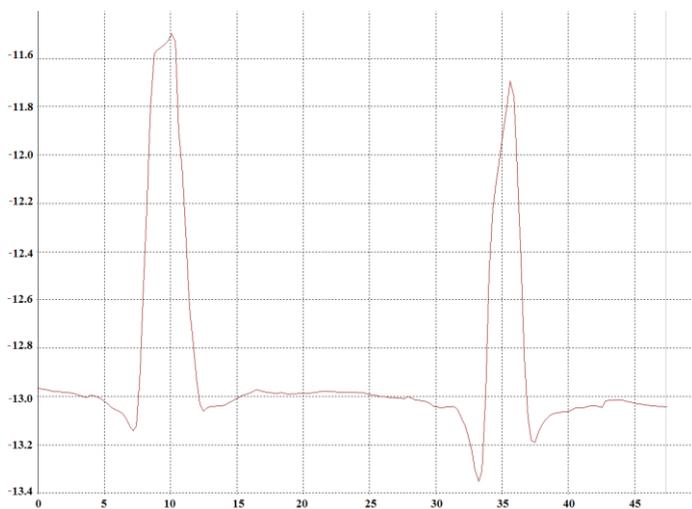


Figura 3.11 Profilo batimetrico attraverso due strutture a parallelepipedo. Alla base delle strutture si nota una zona di erosione profonda circa 15 cm nel lato più scavato.

3.2 Descrizione dei popolamenti epibentonici di fondo duro

3.2.1 Descrizione visiva dei punti di campionamento

Corpo morto dell'impianto di mitilicoltura c/o Consorzio Pescatori Polesine (GPS fix 40) (Fig. 2.12)

Si tratta di un blocco di calcestruzzo pieno di forma cilindrica del diametro di circa 2 m parzialmente sprofondato nel sedimento e coricato in modo obliquo. Si trova all'estremità di un filare e da qui partono i cavi di tensionamento del filare stesso (Fig. 3.12). Il substrato appare prevalentemente colonizzato da ostriche, feltro algale e *Parazoanthus* sp. (Fig. 3.13).

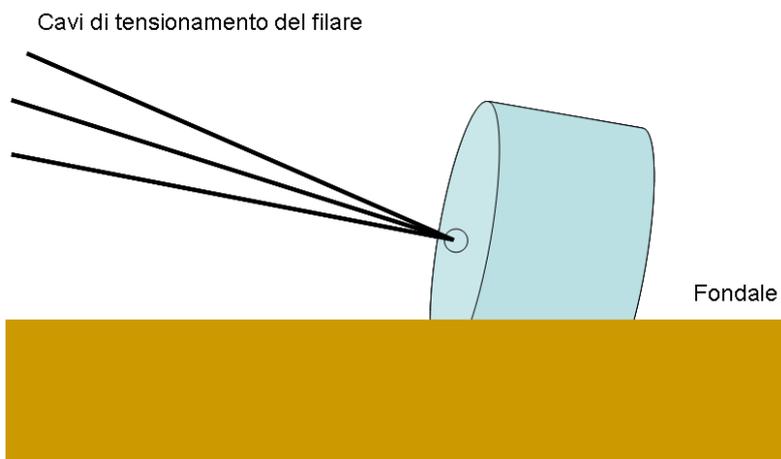


Figura 3.12 Rappresentazione schematica del corpo morto dell'impianto di mitilicoltura.



Figura 3.13 Superficie orizzontale del corpo morto presso l'impianto di mitilicoltura c/o Consorzio Pescatori Polesine.

Corpo morto dell'impianto di mitilicoltura c/o Vi.S.Ma. (GPS fix 46)

Si tratta di un blocco di calcestruzzo pieno a forma di parallelepipedo di base circa 2x2 m parzialmente sprofondato nel sedimento. Risulta colonizzato maggiormente sulla superficie orizzontale, lungo i margini e lateralmente, prevalentemente da ostriche e poriferi, sia eretti che incrostanti (Fig. 3.14).



Figura 3.14 Superficie orizzontale del corpo morto presso l'impianto di mitilicoltura Vi.S.Ma.

Barriere artificiali di fascine di tubi "Tipo 1" (GPS fix 32, 33, 44, 45) (Fig. 2.12)

Le barriere artificiali di fascine di tubi visitate si presentano in condizioni diverse. La numero 32 è sormontata da una grossa rete ed è inclinata di 20-30° circa, probabilmente a causa della trazione esercitata dalla rete trainata. Le numero 33 e 44 presentano reti con cavi più sottili della precedente e risultano meno inclinate, ma nella 44 uno dei tubi sommitali è parzialmente fuoriuscito dalla gabbia. La barriera numero 45 è quasi intatta, priva di reti e al momento del campionamento è stato osservata la deposizione di uova da parte del gasteropode *Bolinus brandaris* alla base della struttura (Fig. 3.15).

Barriere artificiali Tecnoreef® "Tipo 2 e 3" (GPS fix 34, 35, 42, 43) (Fig. 2.12)

Le barriere artificiali tipo Tecnoreef® visitate sono di tipologie differenti e si presentano in condizioni diverse. In particolare le numero 34, 35 e 43 sono a tre piani (Tecnoreef® "Tipo 2") ma nelle 34 e 43 la sommità è in gran parte crollata, probabilmente sotto l'azione di reti trainate, mentre la 35 presenta limitati danni (Fig. 3.15). La numero 42 è a 2 piani (Tecnoreef® "Tipo 3") ed è praticamente intatta.



Figura 3.15 A sinistra deposizione di uova di *Bolinus brandaris* (BA Tipo1), a destra particolare del danneggiamento del Tecnoreef®, GPS fix 35.

3.2.2 Analisi dei popolamenti epibentonici sui corpi morti degli impianti di mitilicoltura

Le analisi effettuate sui popolamenti dei corpi morti degli impianti di mitilicoltura mostrano come il substrato sia ricoperto da un'elevata percentuale di sedimento e alghe filamentose e idroidi mentre per quanto riguarda gli organismi animali risultano particolarmente abbondanti i poriferi *Uloa* sp. e la spugna rosa tipo *Haliclona* sp. e i bivalvi *Ostrea* sp. e *Gastrochaena dubia* (Fig. 3.16). Per quanto riguarda il sedimento, la percentuale di ricoprimento differisce tra i due impianti in base all'orientamento ed al tempo, ma tali differenze sono risultate episodiche e non consistenti.

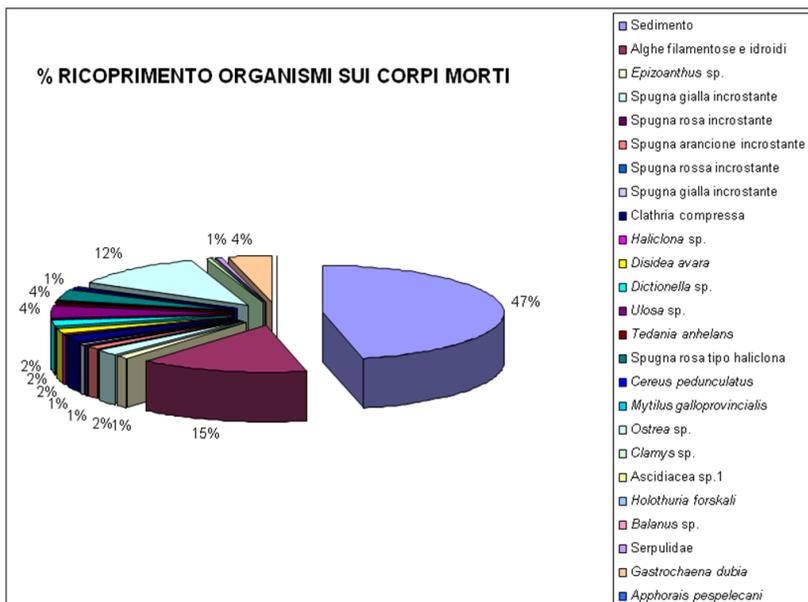


Figura 3.16 Percentuale di ricoprimento degli organismi sui corpi morti.

L'abbondanza media delle alghe filamentose e idroidi differisce in maniera significativa sito per sito in base all'orientamento nei due anni analizzati (Fig. 3.17).

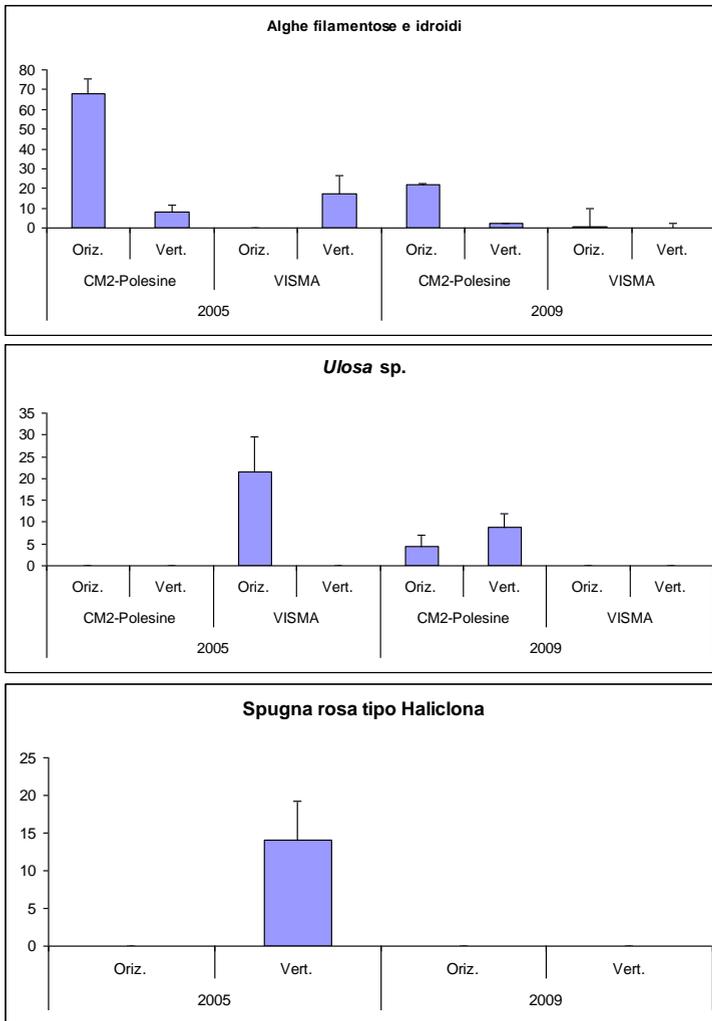


Figura 3.17 Abbondanza media (+ e.s.) di alghe filamentose e idroidi, *Ulosa sp.* e spugna rosa tipo *Haliclona sp.*

Come per le alghe filamentose e gli idroidi anche l'abbondanza media della spugna *Ulosa sp.* varia anno per anno fra ciascun sito in base all'orientamento. A differenza di *Ulosa sp.*, la spugna rosa tipo *Haliclona sp.* sembra rimanere costante all'interno dei siti ma differisce significativamente, in base all'orientamento, nell'anno 2005 durante il quale il substrato orizzontale risulta completamente privo di questa spugna. I bivalvi *Ostrea sp.* e *Gastrochaena dubia* non sembrano risentire del fattore orientamento in compenso la loro abbondanza media differisce nei due siti analizzati negli anni

2005 e 2009. In particolare *Ostrea* sp. risulta significativamente più abbondante in Vi.S.Ma. nel 2005 mentre *G. dubia* nel 2009 (Fig. 3.18).

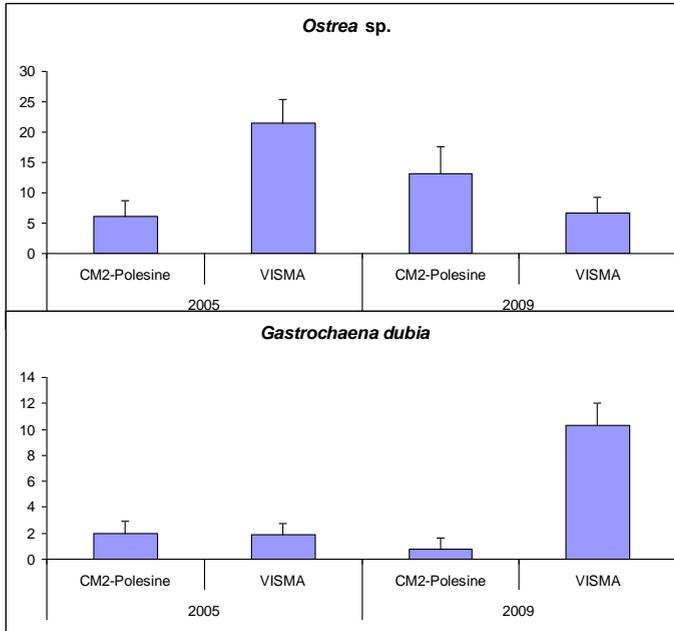


Figura 3.18 Abbondanza media (+ e.s.) di *Ostrea* sp. e *Gastrochaena dubia*.

Analisi della diversità

Il numero di specie (S) differisce in maniera significativa nei due anni di studio in base all'orientamento mostrando però un andamento opposto con una ricchezza specifica maggiore sul substrato verticale nel 2005 e su quello orizzontale nel 2009. Per quanto riguarda la variabilità spaziale, è stata evidenziata nel 2009 una ricchezza specifica maggiore nel sito Vi.S.Ma. rispetto a quello del Consorzio Polesine. L'eterogeneità complessiva (H') e l'equidistribuzione (J') mostrano differenze significative nei due anni analizzati per ciascun sito in base all'orientamento (Figg. 3.19 e 3.20).

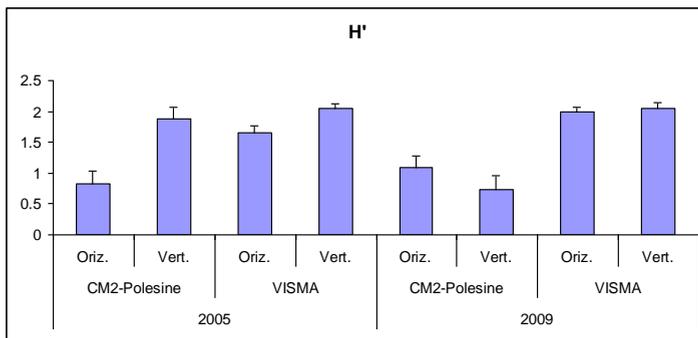


Figura 3.19 Abbondanza media (+ e.s.) dell'eterogeneità ($H'(\log 2)$).

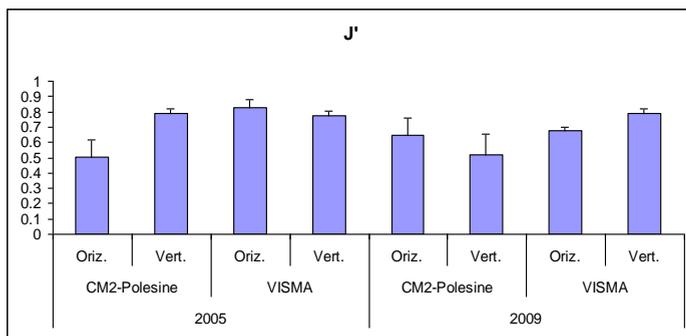


Figura 3.20 Abbondanza media (+ e.s.) dell'equidistribuzione (J').

Analisi dei popolamenti

L'analisi dei popolamenti nel loro insieme ha mostrato differenze significative fra i due siti studiati per i due anni di campionamento in base all'orientamento. Nel grafico di ordinamento PCO si può osservare come i popolamenti, rappresentati attraverso i centroidi, si differenzino nel tempo a livello di sito e in base all'orientamento; in particolare, come viene evidenziato dalle frecce, il differenziamento temporale avviene in direzioni diverse a seconda del sito (Fig. 3.21).

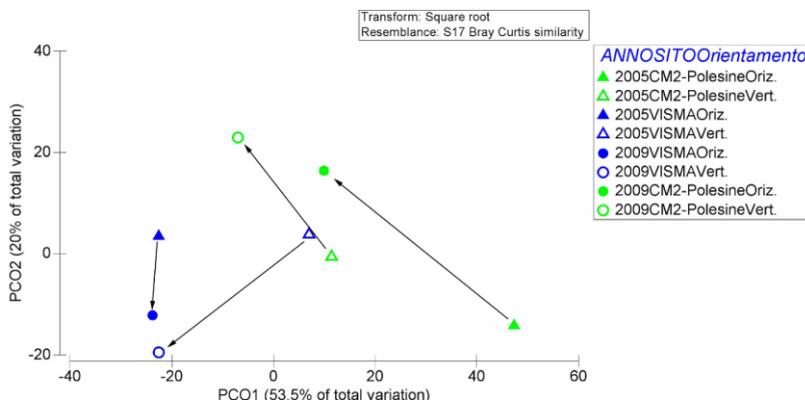


Figura 3.21 Grafico di ordinamento PCO in cui vengono riportati i centroidi (dati trasformati con radice quadrata, indice di similarità di Bray-Curtis).

3.2.3 Analisi dei popolamenti bentonici sulle barriere artificiali

Abbondanza degli organismi bentonici sessili e vagili (mediante raschiatura)

I popolamenti di invertebrati bentonici insediati sulle barriere artificiali comprendono antozoi, idrozoi, plattelminti, policheti, nemertini, gasteropodi, bivalvi, crostacei, briozoi, echinodermi e tunicati. In questa analisi non si è

tenuto conto della componente algale, occasionalmente rappresentata da forme filamentose non meglio identificabili.

Tra le specie sessili più abbondanti vi sono i zoantari del genere *Epizoanthus*, numerosi actiniari non meglio determinabili per le piccole dimensioni e la forte contrazione degli individui fissati, i policheti tubicoli *Sabellaria spinulosa*, *Pomatoceros triqueter* e *Serpula vermicularis*, e i molluschi bivalvi *Modiolarca subpicta*, *Anomia ephippium* e *Hiatella arctica*; sebbene numericamente poco abbondanti vanno comunque ricordati l'ostrica *Ostrea edulis* e l'ascidia *Styela plicata* per l'elevate dimensioni e il ruolo strutturante dei popolamenti. Contrariamente a quanto ci si potesse aspettare (vista la vicinanza con l'impianto di mitilicoltura) per quanto riguarda *Mytilus galloprovincialis* sono stati rinvenuti solo occasionalmente individui giovanili di piccolissime dimensioni. Tra le specie vagili risultano più abbondanti alcuni policheti come *Polydora ciliata*, giovanili della famiglia Nereidi e crostacei anfipodi tra cui *Corophium acherusicum*.

Il numero di specie per campione (S) varia da 28 a 44 (Tab. 3.1). Non vi sono differenze significative tra il numero medio di specie presenti sulle fascine di tubi e sulle piramidi Tecnoreef® (PERMANOVA: P(MC) = 0.272). La diversità specifica, espressa dall'indice di Shannon (Log₂), varia da 2.55 a 4.09 e in media non differisce significativamente tra i due tipi di barriera artificiale (PERMANOVA: P(MC) = 0.068). L'equidistribuzione, espressa dall'indice di Pielou, varia da 0.50 a 0.75 e anche in questo caso in media non differisce significativamente tra i due tipi di barriera artificiale (PERMANOVA: P(MC) = 0.051).

Tabella 3.1 Indici di diversità per singole strutture, identificate dal numero di fix GPS (area campionate 16 dm²).

	TUBI				TECNOREEF			
Taxon	32	33	44	45	34	35	42	43
S	41	44	32	34	41	29	28	33
N	1070	1645	492	1013	727	1838	1000	1501
J'	0.70	0.75	0.70	0.70	0.70	0.57	0.58	0.50
H'(log ₂)	3.75	4.09	3.60	3.57	3.90	2.75	2.78	2.55

Il grafico di ordinamento PCO mostra le relazioni di similarità tra i popolamenti presenti sulle diverse strutture campionate (Fig. 3.22). Sebbene vi sia una certa separazione tra i popolamenti presenti sulle due tipologie di barriere artificiali, questo non è vero per tutte le strutture campionate e per questo il test statistico non consente di rilevare differenze significative tra i popolamenti ascrivibili alle due tipologie (PERMANOVA: P(MC) = 0.185).

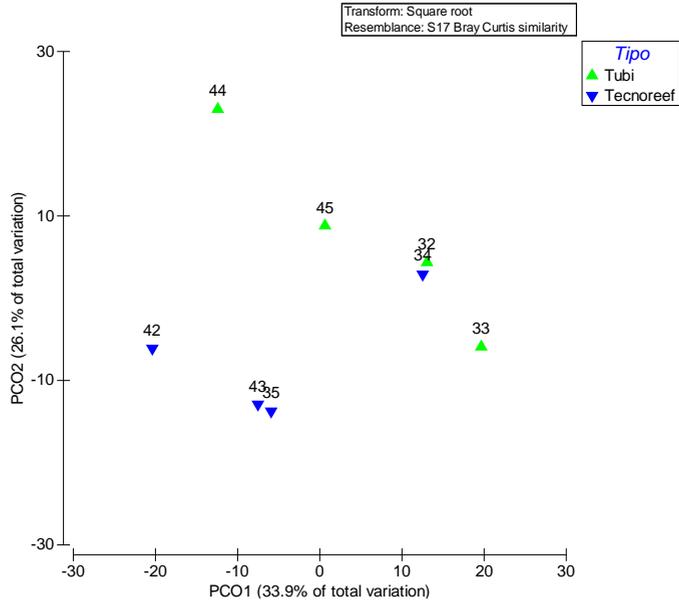


Figura 3.22 Grafico di ordinamento PCO (dati trasformati con radice quadrata, indice di similarità di Bray-Curtis).

Le abbondanze medie delle specie più comuni sui due tipi di barriere artificiali (Fig. 3.23) non mostrano differenze statisticamente significative in funzione della tipologia di barriera.

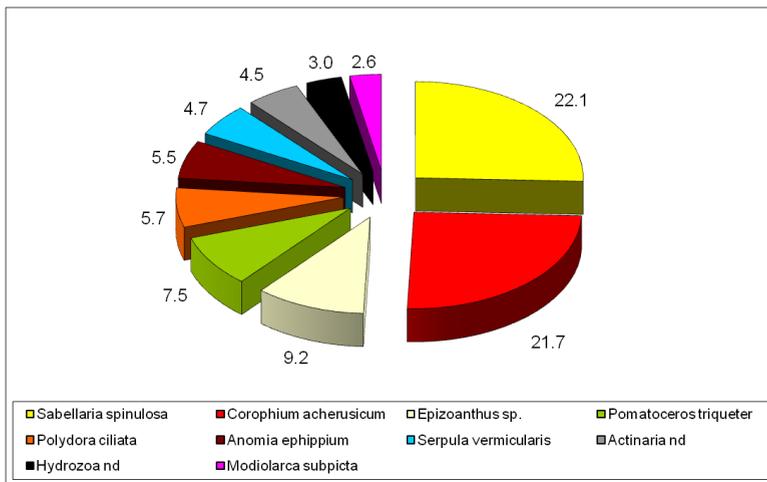


Figura 3.23 Percentuale media delle specie sessili e vagili più rilevanti presenti su entrambe le tipologie di barriere.

Ricoprimento percentuale degli organismi epibentonici sessili (mediante foto)

L'analisi dei popolamenti epibentonici tramite campionamento fotografico mostra come gli organismi animali e vegetali maggiormente abbondanti sulle barriere artificiali siano i filamenti algali e gli idroidi, gli cnidari - in particolare lo zoantideo *Epizoanthus arenaceus* e l'actiniario *Cereus pedunculatus*, i policheti serpulidi e i bivalvi *Ostrea edulis* e la forma endolitica *Gastrochaena dubia*, (Fig. 3.24), come confermato anche dalle analisi dei popolamenti tramite raschiatura.

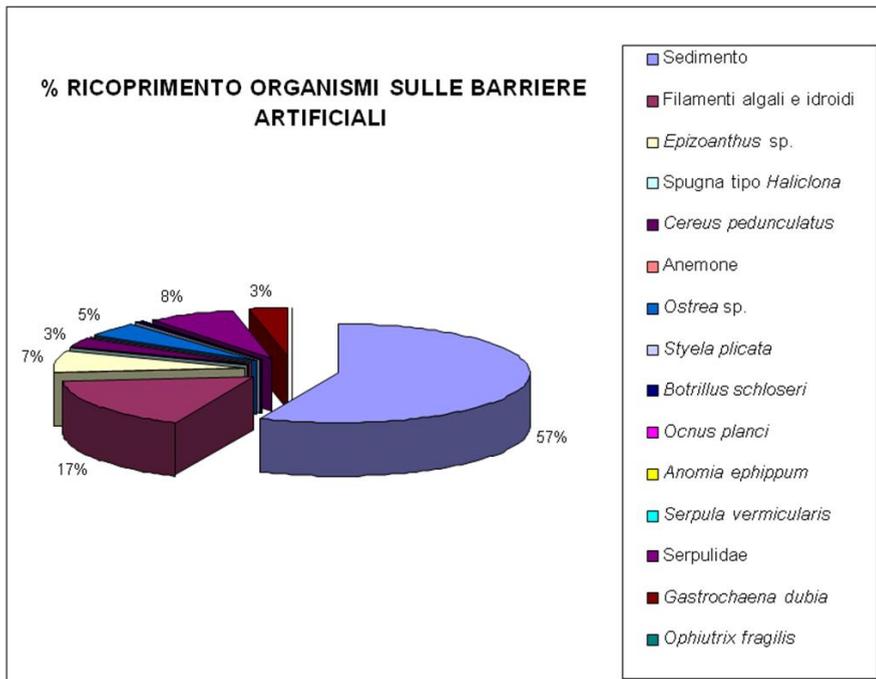


Figura 3.24 Percentuale di ricoprimento del sedimento e dei differenti organismi presenti sulle barriere artificiali.

L'abbondanza media degli organismi maggiormente frequenti sulle barriere non differisce in maniera statisticamente significativa in funzione della tipologia (tubi o Tecnoreef®), ma dipende esclusivamente dall'eterogeneità delle singole strutture.

Analisi della diversità

Per ciascuno dei tre indici di diversità (ricchezza specifica (S), indice di Shannon (H') e indice di Pielou (J')) non sono state evidenziate in media differenze significative fra i due tipi di barriere ma solo fra le differenti strutture (Fig. 3.25).

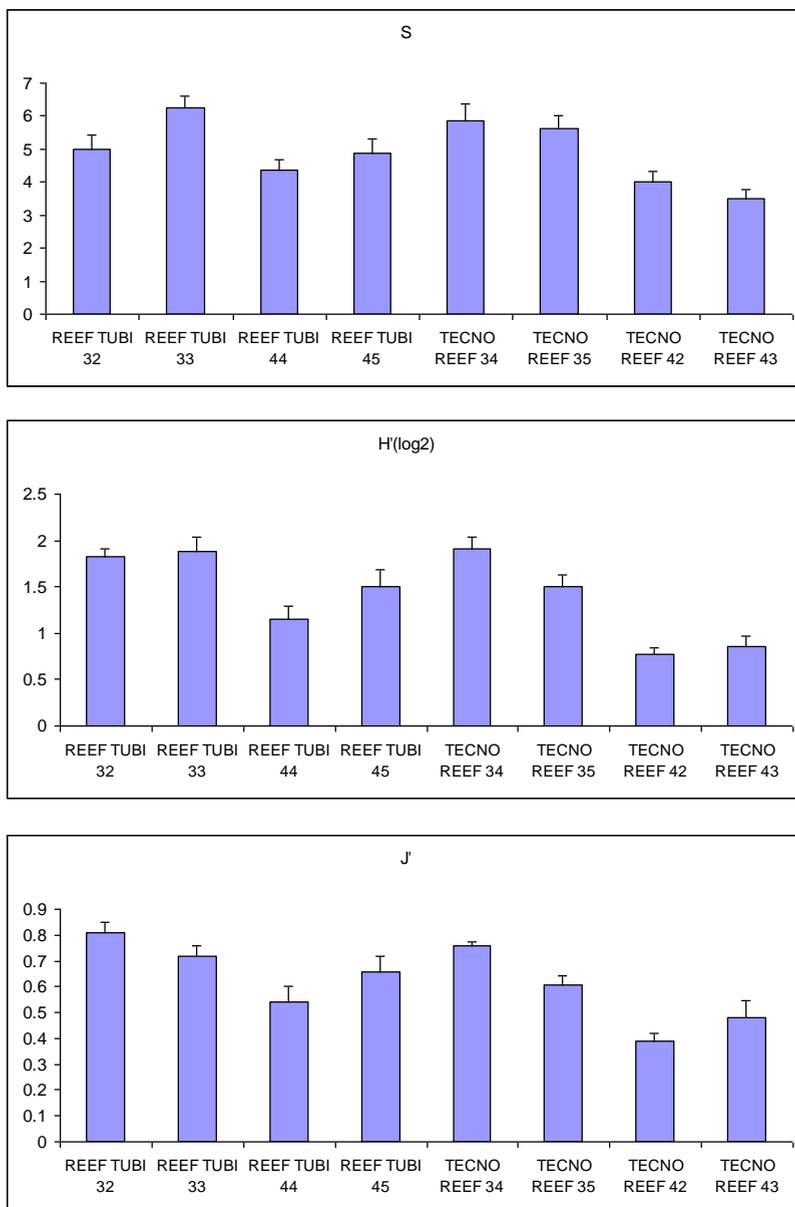


Figura 3.25 Abbondanza media (+ e.s.) di S, H' e J'.

Analisi della struttura dei popolamenti

Le relazioni di similarità fra i popolamenti delle due tipologie di barriere artificiali sono state esaminate tramite il test a permutazioni PERMANOVA (Tab. 3.2), che ha confermato quanto già emerso dall'analisi delle abbondanze medie e degli indici ecologici: i popolamenti non dipendono dalla tipologia di barriera, le differenze tra singole barriere sono le uniche statisticamente significative.

Tabella 3.2 Risultato del test PERMANOVA sui popolamenti delle differenti barriere.

SOURCE	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P(PERM)	UNIQUE PERMS	P(MC)
TI	1	5232.3	5232.3	1.2035	0.2603	35	0.3461
BA(TI)	6	26086	4347.6	9.1942	0.0001	9932	0.0001
Res	56	26480	472.87				
Total	63	57798					

Le relazioni esistenti fra i popolamenti sono state rappresentate graficamente utilizzando il metodo di ordinamento PCO (Fig. 3.26). Il grafico mostra come i popolamenti associati alle due barriere piramidi Tecnoreef® e fascine di tubi siano quasi completamente sovrapposti, indice di una notevole somiglianza mentre i popolamenti a livello di singola struttura risultino abbastanza separati evidenziando una maggior eterogeneità.

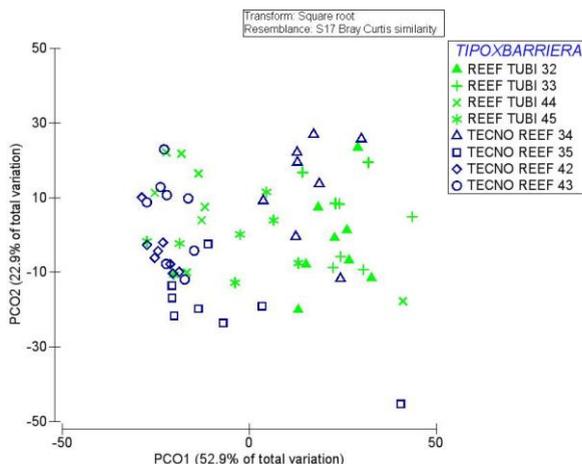


Figura 3.26 Grafico di ordinamento PCO (dati trasformati con radice quadrata, indice di similarità di Bray-Curtis).

3.3 Descrizione della comunità ittica

3.3.1 Descrizione generale delle catture pre e post-barriere

Tra le specie ittiche le più abbondanti sono risultate quelle pelagiche nelle catture preBA (75.5%) e postBA3 (54.2%) e quelle bentoniche nelle catture postBA4 (47.2%) (Tab. 3.3). Inoltre, in tutti gli anni la percentuale di specie non attratte dalle barriere è stata superiore a quella delle specie attratte o parzialmente attratte; si deve notare come il contributo di specie AT sia stato praticamente nullo durante i campionamenti pre-barriere.

Tabella 3.3 Percentuali del numero di individui catturati prima e dopo il posizionamento delle barriere suddivisi nelle categorie specie pelagiche, necto-bentoniche e bentoniche (riferite solo alle specie ittiche) e specie attratte, parzialmente attratte e non attratte.

		preBA	postBA3	postBA4
Tipo	B	14.5	17.0	47.2
	NB	10.0	28.8	31.9
	P	75.5	54.2	20.9
Attrazione BA	AT	0.3	13.5	10.5
	NA	88.0	69.1	80.8
	PA	11.7	17.4	8.7

Le catture effettuate prima della posa in opera delle barriere artificiali (preBA) e a distanza di 3 (postBA3) e 4 anni (postBA4) dal loro posizionamento sono state caratterizzate dalla presenza rispettivamente di 33, 37 e 43 specie appartenenti ai *phyla* Mollusca, Arthropoda e Chordata (Tab. 3.4).

Le specie ittiche hanno dato il contributo maggiore alle catture totali sia nel monitoraggio pre-barriere (67% dell'abbondanza e 74% della biomassa totali) sia nel primo anno di monitoraggio post-barriere (70% e 88%). Il secondo anno post-barriere, invece, è stato caratterizzato dalla predominanza di specie ittiche in termini di biomassa (79% delle catture totali), ma da contributi in abbondanza simili tra pesci (51%) ed altri gruppi tassonomici (49%). Le specie ittiche che hanno principalmente rappresentato le catture preBA sono state *Engraulis encrasicolus*, *Myliobatis aquila*, *Alosa fallax*, *Synapturichthys kleinii* e *Scomber scombrus*; mentre in entrambi i monitoraggi post-barriere sono state *Solea solea*, *Umbrina cirrosa*, *Engraulis encrasicolus* e *Liza ramado*. Per quanto riguarda gli invertebrati, in tutti i campionamenti la specie maggiormente catturata è stata *Squilla mantis*. Tale specie è risultata la seconda più pescata durante i campionamenti pre-barriere e la più abbondante in assoluto nelle catture post-barriere.

Tabella 3.4 Lista faunistica delle specie catturate prima e dopo il posizionamento delle barriere. B = specie bentoniche, P = specie pelagiche, NB = specie necto-bentoniche; AT = attratte, PA = parzialmente attratte, NA = non attratte.

Taxa	Nome comune	Tipo	Relazione BA	preBA	postBA3	postBA4
MOLLUSCA						
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	Rapana		AT			x
<i>Eledone</i> sp.	Moscardino		PA			x
<i>Sepia officinalis</i> (Linnaeus, 1758)	Seppia		NA	x	x	x
ARTHROPODA						
<i>Maja squinado</i> (Herbst, 1788)	Granseola		NA	x		x
<i>Homarus gammarus</i> (Linnaeus, 1758)	Astice		AT			x
<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	Gamberetto maggiore		AT			x
<i>Melicerus kerathurus</i> (Forsskal, 1775)	Mazzancolla		NA	x	x	x
<i>Squilla mantis</i> (Linnaeus, 1758)	Canocchia		NA	x	x	x
CHORDATA						
<i>Carcharhinus</i> sp.	Squalo grigio	NB	NA		x	
<i>Pteroplatytrigon violacea</i> (Bonaparte, 1832)	Pastinaca viola	B	NA			x
<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	Aquila di mare	NB	NA	x	x	
<i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	Palombo	NB	NA			x
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla	B	NA		x	
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792)	Sucia	B	NA	x		x
Carangidae spp.		P	PA	x		
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Sugarello	P	PA	x	x	x
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	Menola	P	PA	x		
<i>Alosa fallax fallax</i> (Lacépède, 1803)	Cheppia	P	NA	x	x	x
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	Sardina	P	NA	x	x	
<i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847)	Alaccia	P	NA	x	x	
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Alice	P	NA	x	x	x
<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Molo	NB	NA	x	x	x
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	Ghiozzo nero	B	PA	x	x	x
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Branzino	NB	AT		x	x
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Cefalo bosega	P	PA		x	
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Cefalo dorato	P	PA	x	x	
<i>Liza ramado</i> (Risso, 1810)	Cefalo calamita	P	PA		x	x
<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	Cefalo musino	P	PA		x	x
<i>Mullus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	Triglia di fango	B	NA		x	x
<i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758)	Triglia di scoglio	B	AT	x		
<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	Passera pianuzza	B	NA	x	x	x
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1758)	Pesce serpa	P	PA		x	
<i>Sciaenops ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	Corvina	NB	AT	x	x	x
<i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)	Ombrina	NB	AT	x	x	x
<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	Palamita	P	PA	x		
<i>Scomber scombrus</i> (Linnaeus, 1758)	Sgombro	P	PA	x	x	x
<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)	Rombo liscio	B	NA	x	x	x
<i>Scorpaena porcus</i> (Linnaeus, 1758)	Scorfano nero	B	AT			x
<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	Sogliola fasciata	B	NA	x		x
<i>Monochirus hispidus</i> (Rafinesque, 1814)	Sogliola pelosa	B	NA			x
<i>Pegusa impar</i> (Bennett, 1831)	Sogliola adriatica	B	NA	x	x	x
<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)	Sogliola dal poro	B	NA	x		
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Sogliola comune	B	NA		x	x
<i>Synapturichthys kleinii</i> (Risso, 1827)	Sogliola turca	B	NA	x		
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	Boga	P	PA	x	x	x
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	Sarago sparaglione	NB	PA	x	x	x
<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)	Sarago pizzuto	NB	AT		x	x
<i>Diplodus sargus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	Sarago maggiore	NB	AT		x	x
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy-Saint Hilaire, 1817)	Sarago comune	NB	AT		x	x
<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	Momora	NB	PA	x	x	x
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	Occhione	NB	PA	x	x	x
<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	Pagello fragolino	NB	PA			x
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	Salpa	NB	PA			x
<i>Sparus aurata</i> (Linnaeus, 1758)	Orata	NB	AT	x	x	x
<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	Tanuta	NB	AT			x
<i>Chelidonichthys lucernus</i> (Linnaeus, 1758)	Gallinella	B	NA	x	x	x
<i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758)	Tartaruga di mare	X	PA		x	x

3.3.2 Catture pre e post-barriere nei siti di campionamento

Catture totali

Nei campionamenti pre-barriere i siti sono stati caratterizzati da valori medi di abbondanza e biomassa simili (Figg. 3.27 e 3.28); non è stata rilevata, infatti, alcuna differenza significativa (test di Kruskal-Wallis Nstd: $H(3, N=56) = 0.385$ $p > 0.05$; Bstd: $H(3, N=56) = 1.252$ $p > 0.05$). Nel monitoraggio postBA3 le catture più consistenti sia in termini di densità che di biomassa si sono avute nel sito BA1, mentre il sito di controllo è stato caratterizzato dai valori più bassi per entrambe le variabili. L'unica differenza significativa riscontrata è stata quella relativa alla biomassa standardizzata tra il sito BA1 e il controllo (test di Kruskal-Wallis Bstd: $H(4, N=100) = 16.90$ $p = 0.002$; confronti multipli dei ranghi medi con correzione di Bonferroni per il livello di significatività ($0.05/n^\circ$ confronti): BA1-C $p = 0.002$). Infine nel monitoraggio postBA4, nonostante i valori medi delle catture nei siti siano apparsi simili, è risultato significativo il confronto in termini di biomassa standardizzata tra il sito BA1 e IMP (test di Kruskal-Wallis Bstd: $H(4, N=110) = 23.18$ $p = 0.0001$; confronti multipli dei ranghi medi con correzione di Bonferroni per il livello di significatività : BA1-IMP $p = 0.0005$).

In tutti i siti, tranne in quello di controllo, è possibile notare come le catture medie siano aumentate nel primo anno di monitoraggio post-barriere rispetto ai campionamenti pre-barriere. Tale condizione, invece, non è stata riscontrata durante il secondo anno di monitoraggio post-barriere, nel quale le pesche in tutti i siti hanno raggiunto in media valori simili ed in alcuni casi inferiori a quelli pre-barriere. Nonostante ciò, l'analisi statistica non ha rilevato in nessun sito differenze interannuali significative.

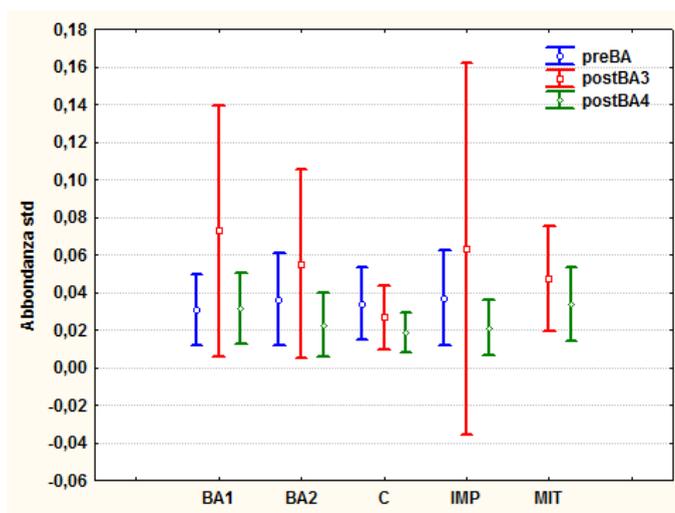


Figura 3.27 Valori medi per cala di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle catture pre e post-barriere nei siti di campionamento.

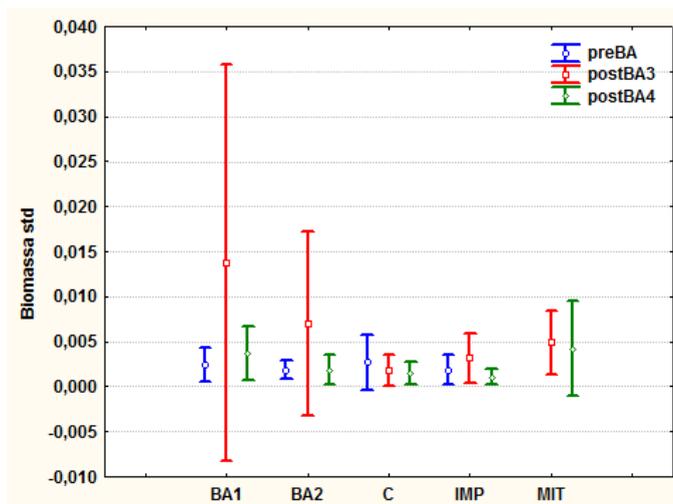


Figura 3.28 Valori medi per cala di biomassa standardizzata (\pm dev. standard) delle catture pre e post-barriera nei siti di campionamento.

Ricchezza specifica e indici di diversità

La ricchezza specifica totale è risultata molto simile tra i siti nel periodo pre-barriera (Tab. 3.5). Differentemente, le catture post-barriera sono state caratterizzate da un aumento consistente del numero di specie pescate in corrispondenza delle strutture artificiali e, nel secondo anno di campionamento, anche nel sito MIT. Nel sito BA1, in particolare, sono stati registrati i valori di ricchezza più elevati.

In termini di ricchezza media (Fig. 3.29) i siti hanno mostrato valori simili prima del posizionamento delle barriere; successivamente, nel primo monitoraggio post-barriera, tale parametro è diminuito in tutti i siti tranne in BA1, che ha fatto registrare il valore più elevato. Durante il secondo periodo post-barriera, c'è stato un incremento della ricchezza media che, in questo caso, ha coinvolto tutti i siti tranne IMP e che ha fatto registrare il valore maggiore sempre nel sito BA1 seguito dal sito MIT. L'unica differenza significativa è stata riscontrata nel monitoraggio postBA4 tra BA1 e IMP (test di Kruskal-Wallis Bstd: $H(4, N=110) = 15.21$ $p = 0.0043$; confronti multipli: BA1-IMP $p = 0.002$). Inoltre, in nessun sito sono state riscontrate significative variazioni annuali.

Gli andamenti dell'indice di Shannon (Fig. 3.30) sono stati simili a quelli della ricchezza specifica media. Le catture sono risultate maggiormente diversificate nei monitoraggi post-barriera in corrispondenza del sito BA1; non sono state riscontrate, però, variazioni significative dell'indice né a livello spaziale né temporale ($p > 0.05$).

L'indice di Pielou, in ogni monitoraggio, ha assunto valori medi elevati e simili tra i siti (Fig. 3.31). Le catture postBA3 sono state caratterizzate da una distribuzione delle abbondanze tra le specie più omogenea rispetto agli altri monitoraggi.

Tabella 3.5 Numero totale di specie catturate nei siti prima e dopo la posa in opera delle barriere artificiali.

N° specie	BA1	BA2	C	IMP	MIT
preBA	21	17	18	18	
postBA3	28	23	17	16	13
postBA4	35	27	19	15	24

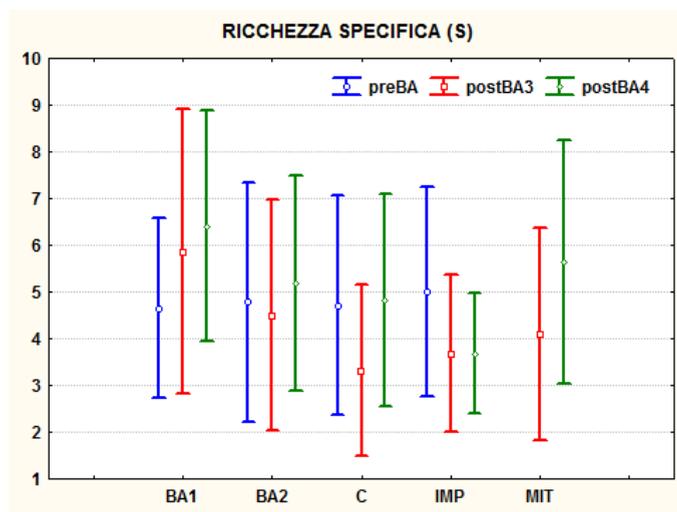


Figura 3.29 Valori medi di Ricchezza specifica (\pm dev. standard) nei siti di campionamento prima e dopo la posa delle barriere.

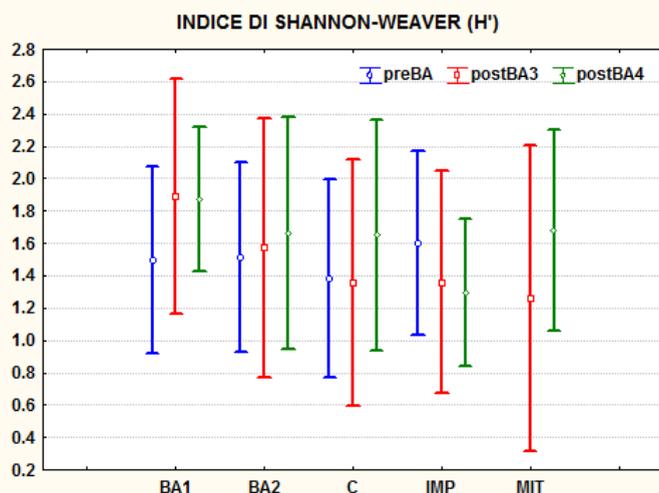


Figura 3.30 Valori medi dell'indice di Shannon (\pm dev. standard) nei siti di campionamento prima e dopo la posa delle barriere.

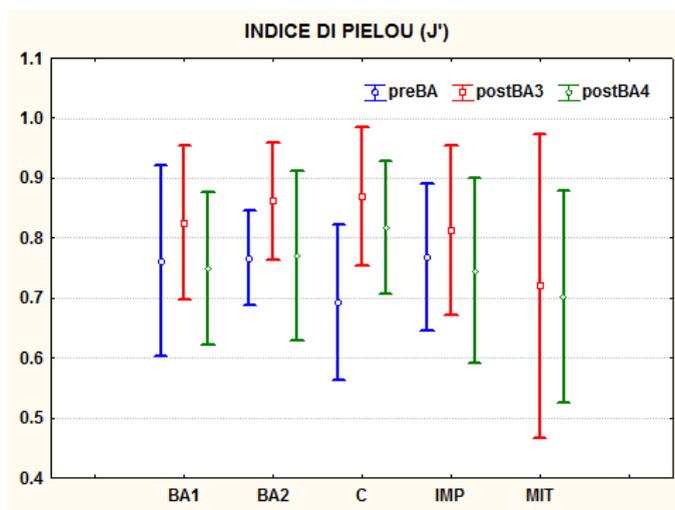


Figura 3.31 Valori medi dell'indice di Pielou (\pm dev. standard) nei siti di campionamento prima e dopo la posa delle barriere.

Specie ittiche bentoniche, pelagiche e nectobentoniche

Nel monitoraggio pre-barriere la distribuzione delle specie ittiche suddivise in P, NB e B non è risultata influenzata significativamente dal sito di campionamento ($p > 0.05$) (Figg. 3.32, 3.33, 3.34).

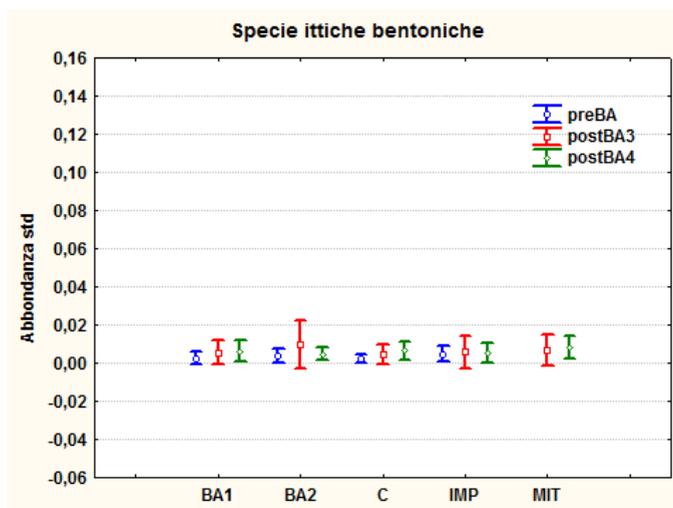


Figura 3.32 Valori medi di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie ittiche bentoniche nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

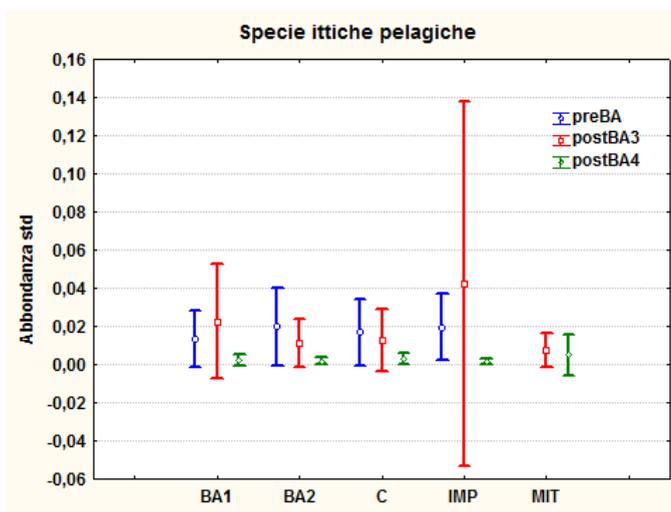


Figura 3.33 Valori medi di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie ittiche pelagiche nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

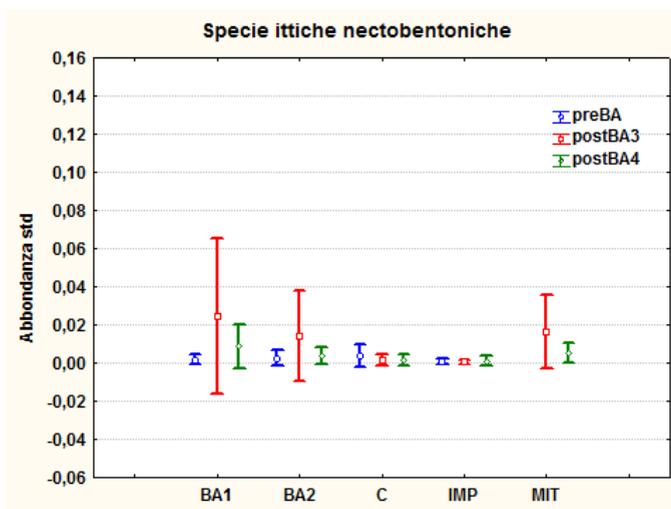


Figura 3.34 Valori medi di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie ittiche nectobentoniche nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

Nei due anni di monitoraggio post-barriere, invece, sono state rilevate differenze significative tra alcuni siti nei valori medi di densità e biomassa delle specie ittiche nectobentoniche pescate (Fig. 3.34). In particolare, in entrambi i monitoraggi le catture nei siti BA1 e MIT sono risultate significativamente superiori rispettivamente ai siti C e IMP ed al sito IMP; inoltre, nel primo anno post-barriere anche nel sito BA2 sono state registrate catture significativamente maggiori rispetto a quelle nei pressi dell'impianto (IMP).

In tutti gli anni di monitoraggio le specie bentoniche sono state rappresentate per la maggior parte da specie NA tipiche di substrato sabbioso-fangoso, come le famiglie Soleidae, Pleuronectidae e Triglidae. Tali specie hanno dato contributi rilevanti solamente nel monitoraggio postBA4, in cui sono risultate la categoria ittica più abbondante nelle catture effettuate nei siti IMP (67% dell'abbondanza totale di specie ittiche pescate), C (58%), BA2 (47%) e MIT (44%). Nei siti non sono state osservate differenze rilevanti tra prima e dopo il posizionamento delle barriere artificiali, tranne in quello di controllo tra abbondanza media delle catture preBA e postBA4 (Fig. 3.32).

Le specie pelagiche, specie NA e PA, hanno caratterizzato le catture nel periodo pre-barriere, rappresentando in tutti i siti più del 70% dell'abbondanza di specie ittiche pescate e dando contributi rilevanti anche in biomassa (Fig. 3.33). Nel primo anno di campionamenti post-barriere (postBA3), questa categoria ha prevalso sulle altre in particolar modo nel sito IMP (87% e 76% rispettivamente dell'abbondanza e della biomassa totali di specie ittiche pescate), ma anche nei siti BA1 (principalmente in biomassa, 63% delle catture totali) e C (69% dell'abbondanza e 62% della biomassa totali). Durante il secondo monitoraggio post-barriere, le catture sono diminuite in tutti i siti e contributi rilevanti sono stati osservati solamente in peso nei siti MIT (55%) e C (48%). La riduzione di abbondanza di specie pelagiche che si può osservare nel secondo anno di monitoraggio post-barriere rispetto ai precedenti campionamenti è risultata significativa nei siti BA1, BA2 e IMP. Le specie nectobentoniche, soprattutto specie AT, hanno rappresentato una porzione molto ridotta delle catture pre-barriere (Fig. 3.34).

Durante il primo monitoraggio post-barriere, invece, sono state la categoria ittica più pescata nei siti attorno alle barriere (BA1 e BA2) e in quello interno all'impianto (MIT), contribuendo a più del 40% dell'abbondanza totale e nei siti BA2 e MIT anche a oltre il 50% della biomassa totale. Nel secondo monitoraggio post-barriere le catture nei siti sopraccitati hanno subito una riduzione, solamente nel sito BA1 il contributo è rimasto superiore alle altre due tipologie di specie (50% dell'abbondanza e 61% della biomassa totali). L'analisi statistica ha evidenziato differenze significative tra i periodi preBA-postBA3 nei siti BA1 (sia in densità che in peso) e BA2 (solo in biomassa) e postBA3-postBA4 nel sito MIT (in densità).

La categoria "altre specie" (Fig. 3.35), comprendente tutti i molluschi ed gli artropodi pescati, è stata essenzialmente rappresentata dal decapode *S. mantis* (specie NA), presenza costante e spesso rilevante nelle catture nei siti sia prima che dopo la posa dei substrati artificiali.

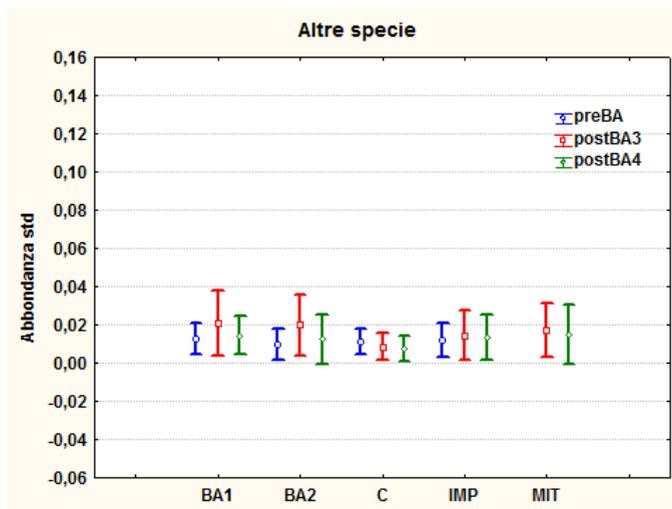


Figura 3.35 Valori medi di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) di specie appartenenti ai phyla Mollusca e Arthropoda nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

Specie non attratte, parzialmente attratte e attratte

Le specie non attratte, in tutti i monitoraggi, hanno dato in media il contributo maggiore in densità alle catture totali nei siti. E' possibile notare come l'andamento dei valori di abbondanza di questa categoria (Fig. 3.36) rifletta quello delle catture totali (Fig. 3.27), caratterizzato da un aumento, in tutti i siti tranne nel controllo, dal periodo pre-barriera al primo monitoraggio post e da una diminuzione nel secondo anno di campionamento post-barriera.

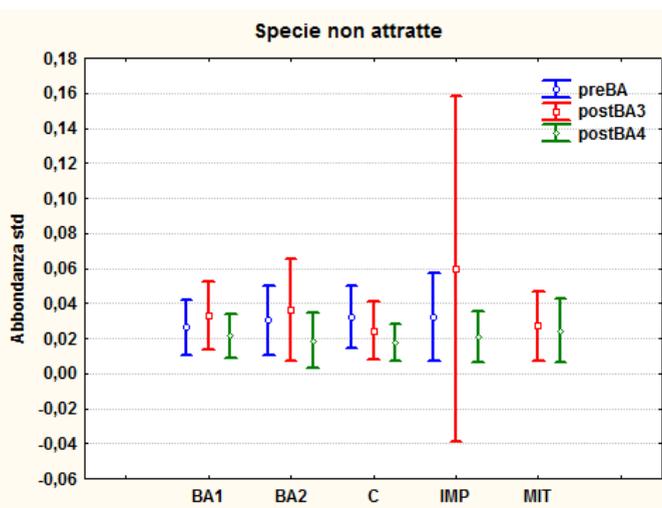


Figura 3.36 Valori medi per cala di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie non attratte nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

Le catture medie effettuate nello stesso periodo di campionamento sono risultate simili tra i siti, tranne nel monitoraggio postBA3 in cui sono state osservate catture maggiori nel sito IMP rispetto agli altri. In nessun caso, comunque, l'analisi statistica ha rilevato differenze significative.

Le specie parzialmente attratte (Fig. 3.37) e quelle attratte (Fig. 3.38) sono state catturate soprattutto durante i campionamenti post-barriere e quasi esclusivamente in vicinanza delle strutture artificiali (BA1 e BA2) e nel sito interno all'impianto (MIT).

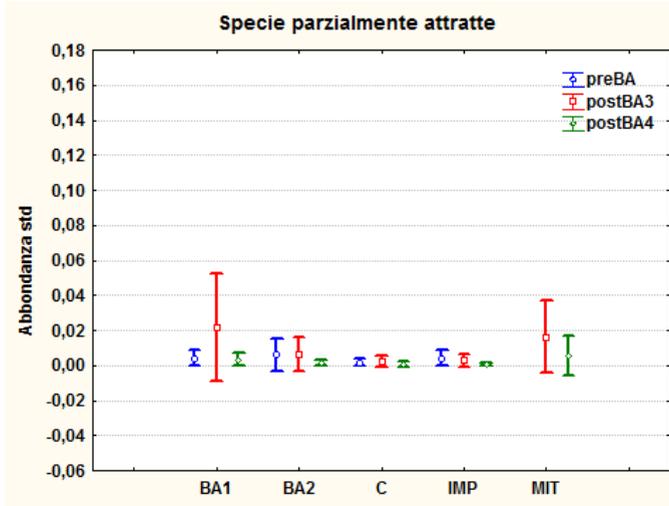


Figura 3.37 Valori medi per cala di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie parzialmente attratte nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

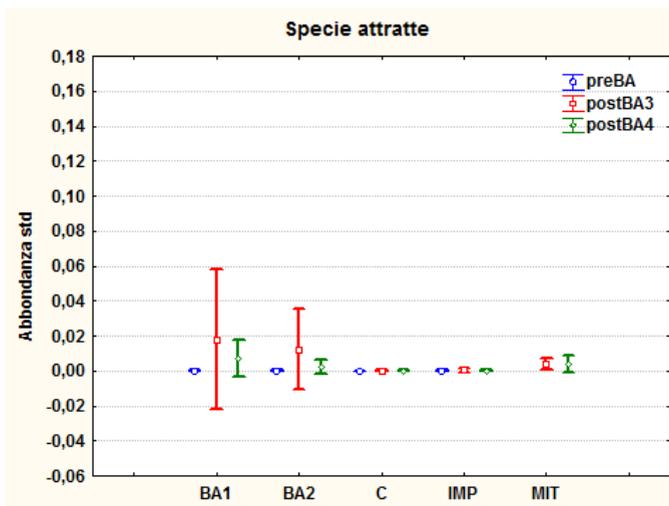


Figura 3.38 Valori medi per cala di abbondanza standardizzata (\pm dev. standard) delle specie attratte nei siti di campionamento per ogni anno di monitoraggio.

Però, mentre per le specie PA non sono state riscontrate significative variazioni spaziali o temporali delle catture, per le specie AT l'analisi statistica ha evidenziato differenze significative. In dettaglio, nel monitoraggio postBA3 l'abbondanza e la biomassa medie sono risultate significativamente maggiori nei siti BA1 e BA2 rispetto ai siti C e IMP, condizione che si è mantenuta anche nel secondo anno di monitoraggio solo per le catture in BA1. Inoltre, le catture medie preBA nei siti attorno ai substrati artificiali sono state inferiori in modo significativo rispetto a quelle postBA3 (nel sito BA1 anche rispetto a quelle del periodo postBA4).

4. DISCUSSIONE

4.1 *Analisi geofisica e magnetometrica*

Le indagini acustiche condotte a più riprese hanno permesso di mappare con precisione la tipologia, la disposizione e l'orientamento delle barriere deposte in mare nonché la batimetria dell'area in esame ed il grado di erosione intorno alle barriere stesse. Il *multibeam* ha evidenziato che la batimetria nella zona esaminata non presenta particolarità rilevanti: le linee batimetriche hanno andamento parallelo alla linea di costa e la profondità è compresa tra -13 e -14 metri circa, il fondale si può perciò considerare subpianeggiante. Il rilievo batimetrico di precisione ha permesso di evidenziare tracce di erosione intorno alle strutture con entità variabili, ma nell'ordine dei 10/20 cm. Sono state rilevate, sia in precedenza che dopo la posa dei manufatti, serie di tracce dovute ad attività di pesca a strascico, probabilmente mediante ramponi.

4.2 *Analisi dei popolamenti epibentonici di fondo duro*

La caratterizzazione dei popolamenti epibentonici prima della posa delle barriere è stata eseguita sugli unici manufatti in immersione disponibili, vale a dire sui corpi morti dell'impianto di mitilicoltura della Cooperativa e di un impianto simile posizionato al largo di Caleri, ma le analisi effettuate successivamente sulle barriere artificiali hanno evidenziato una sostanziale differenza di popolamenti (in termini di specie soprattutto) presenti sulle due strutture. I popolamenti presenti sulle piramidi e sulle fascine di tubi in calcestruzzo sono stati esaminati attraverso due metodiche d'indagine, ma entrambe le analisi mostrano come nel sito di studio le differenze tra singoli elementi siano superiori alle differenze riscontrabili tra tipologia di struttura. In altri termini, vi è una notevole eterogeneità spaziale nella zona in oggetto, che fa sì che indipendentemente dalla tipologia di barriera siano i singoli elementi ad ospitare popolamenti epibentonici differenti.

I valori medi di abbondanza per tipologia di barriera artificiale sono stati infine confrontati con quelli di indagini condotte su barriere artificiali analoghe di Pedaso - Cupra Marittima (AP) e Casteldimezzo - Monte Castellaro (PU), gentilmente forniti dall'istituto CNR-ISMAR di Ancona che ha eseguito gli studi (Fabi *et al.*, 2008a; Fabi *et al.*, 2008b). Le tipologie di barriere presenti a Scardovari, ricordiamo, sono fascine di tubi di calcestruzzo e piramidi Tecnoreef®, in calcestruzzo *sea-friendly* con pH 9, poste su un fondale sabbioso-fangoso alla profondità di 13-14 m a 2 miglia nautiche da costa, mentre quelle presenti nelle aree di confronto comprendono piramidi

Tecnoreef®, simili a quelle di Scardovari, e moduli plinto-palo, in calcestruzzo. Entrambi gli impianti marchigiani si trovano al limite della fascia costiera delle 3 miglia nautiche su fondali sabbio-fangosi alla profondità di 14-15 m. Le BA di Casteldimezzo - Monte Castellaro sono state posate nel dicembre 2003 e sono disponibili dati sui popolamenti bentonici annualmente nei 4 anni successivi, invece le BA di Pedaso - Cupra Marittima sono state posate nell'estate 2005 e per queste sono disponibili dati sui popolamenti bentonici annualmente nei 2 anni successivi. I dati della presente indagine sulle barriere di Scardovari invece si riferiscono al terzo anno dalla posa, avvenuta nell'autunno 2006. Il confronto è stato realizzato in termini di diversità dei popolamenti, utilizzando i consueti indici, e con tecniche multivariate utilizzando i dati di abbondanza medi (ind. dm⁻²) per tipologia di barriera ed età in anni dalla loro posa.

L'abbondanza complessiva di organismi rinvenuta su entrambe le tipologie di barriere artificiali presenti a Scardovari a 3 anni dalla loro posa è mediamente inferiore a quella rinvenuta sia sui Tecnoreef® sia su plinti e pali di Pedaso e Casteldimezzo, dal secondo anno dopo la posa in poi, ma la ricchezza specifica media rinvenuta su entrambe le tipologie di barriere artificiali di Scardovari è comparabile se non superiore a quella rinvenuta su tutti i tipi di barriere di Pedaso e Casteldimezzo. Complessivamente i popolamenti sessili e vagili rinvenuti su entrambe le tipologie di barriere artificiali presenti a Scardovari mostrano un'eterogeneità ed equidistribuzione degli individui tra le specie simili o più elevate di quelle delle barriere marchigiane a parità di età.

4.3 Analisi della comunità ittica

Dai dati raccolti durante i monitoraggi pre e post-barriere della comunità ittica attorno all'impianto di mitilicoltura è stato possibile osservare come i rendimenti di pesca abbiano mostrato un aumento nel primo anno di monitoraggio post-barriere in tutti i siti tranne nel controllo che, però, non è stato confermato nel secondo anno. Inoltre, sempre nel primo anno di monitoraggio post-barriere sono state effettuate catture significativamente maggiori in termini ponderali in corrispondenza dei Tecnoreef rispetto al sito di controllo, condizione che successivamente non è stata più riscontrata. Al momento, quindi, i dati ottenuti sono ascrivibili più ad una situazione di variabilità naturale della zona che ad un effetto dovuto al posizionamento delle strutture artificiali.

Anche nei monitoraggi effettuati presso le barriere situate a Pedaso- Cupra Marittima e a Casteldimezzo-Monte Castellaro si è assistito ad evoluzioni variabili nei rendimenti di pesca. In particolare, nel primo studio è stato osservato un aumento generale dell'abbondanza delle catture nel tempo che ha coinvolto sia il sito in corrispondenza delle barriere che il controllo, confermando una sostanziale situazione di omogeneità tra i siti stessi. Nel secondo caso, in tutti i siti i rendimenti sono andati diminuendo stabilmente dalla fase pre-barriere fino al terzo anno dalla posa, per poi mostrare una stabilizzazione nel quarto anno. Solo l'abbondanza tra il primo anno post-barriere e gli ultimi due è risultata statisticamente differente. I confronti tra i rendimenti di pesca a Scardovari e quelli degli studi sopracitati non sono stati approfonditi dal punto di vista quantitativo a causa del differente *design* di campionamento e della diversa modalità di trasformazione dei dati in fase di elaborazione.

Nell'area di Scardovari è stato rilevato un aumento del numero di specie nei siti nei quali sono state posizionate le strutture artificiali, in particolare i valori più elevati sono stati registrati in corrispondenza dei Tecnoreef (BA1). L'aumento della ricchezza specifica è dovuto alla comparsa di specie con elevata affinità per i substrati duri, rappresentate principalmente da *Sciaena umbra* e *Umbrina cirrosa* e in misura minore da *Diplodus sargus sargus*, *D. vulgaris*, *D. puntazzo*, *Sparus aurata* e *Spondyliosoma cantharus*. In questo sito, inoltre, le catture di tali specie sono risultate significativamente maggiori rispetto a quelle del controllo e dell'impianto e a quelle effettuate durante il periodo pre-barriera.

Risultati simili si sono riscontrati sia nel sito di Pedaso che in quello di Casteldimezzo, nei quali la ricchezza specifica totale è stata soggetta ad un incremento dopo la posa delle barriere per la comparsa di specie affini ai substrati duri; la differenza in specie tra siti di controllo e siti con barriere è stata però più pronunciata a Scardovari.

Nel complesso queste osservazioni sono in accordo con quanto evidenziato anche in studi condotti sui processi di colonizzazione dei substrati artificiali in altre aree dell'Adriatico ed in diverse parti del mondo (Bombace *et al.*, 1994; D'Anna *et al.*, 1994; Fabi *et al.*, 1999; Sanchez-Jerez e Ramos Espla, 2000).

5. CONCLUSIONI

Secondo quanto definito nell'analisi delle criticità e nelle linee guida elaborate dal "Gruppo di Lavoro biologico" in ambito del progetto Adriblu (Adriblu, 2006) e in accordo con la bibliografia specialistica sulla definizione dei siti migliori per il posizionamento di BA, le aree costiere prossime al delta del Po non risultano essere pienamente idonee o rendono a rischio l'efficacia delle BA, in particolare quando sono presenti alti tassi di sedimentazione e la probabilità di fenomeni di anossia o di ipossia sia elevata (alta reattività dei fondali, diagenesi precoce, ecc.). L'individuazione di una piccola area con caratteristiche relativamente attenuate rispetto alle condizioni medie osservabili in corrispondenza del delta del Po, provate anche da alcune osservazioni biologiche preliminari sui popolamenti sessili di corpi morti dell'impianto di allevamento mitili molto prossimo al sito candidato, in aggiunta a valutazioni di opportunità diverse da quelle strettamente biologiche, ha portato il Gruppo di Lavoro, allargato agli *stakeholder*, a scegliere l'area in oggetto. La limitata visibilità osservabile per gran parte dell'anno ha molto limitato la raccolta dati tramite monitoraggio con il metodo noto come *visual census* e/o con telecamere subacquee (ad es. tramite ROV, *Remoted Operated Vehicle*), costringendo di fatto a monitorare soprattutto con campionamenti con attrezzi fissi di pesca (vedi Adriblu, 2006 per una analisi dei vantaggi e svantaggi di questo metodo). Il fattore visibilità ovviamente limita l'eventuale uso dell'area per attività ricreativa subacquea.

I dati acquisiti sui popolamenti animali presenti nei dintorni o sulle varie strutture sommerse di differente forma e materiali e disposti in siti alquanto discosti evidenziano, nel loro complesso, come gli stessi siano piuttosto ricchi in termini di specie ma modesti in termini di biomassa, come palesato dal confronto di campioni di epibenthos o della fauna ittica ottenuti secondo procedure standard nel corso degli studi intrapresi nel sito in questione,

nonché per confronto con dati provenienti da simili barriere artificiali collocate a quasi tre miglia marine dalla costa marchigiana su fondali di natura e profondità assimilabili a quelle del sito di Scardovari.

La ricchezza specifica complessivamente rilevata in campioni ittici e bentonici prelevati in tempi diversi dall'installazione delle strutture sommerse in esame dimostrano come l'eterogeneità dei siti prescelti e della morfologia dei corpi immersi abbia consentito alle uova, larve, giovanili ed adulti di numerose specie animali di trovare microambienti idonei alle loro esigenze etologiche ed ecologiche (essendo la suddivisione tra le due categorie, volendo ragionare in maniera volutamente semplicistica, legate ad interazioni tra animali e strutture sommerse di breve o più lunga durata, poiché solo in quest'ultimo caso appare più probabile che le strutture in questione possano determinare effetti a livello di popolazione o di gruppi di individui, ad esempio riducendo il tasso medio di mortalità grazie ad una maggiore protezione dai propri predatori o ad una locale maggiore disponibilità di idonee fonti di cibo). Ciò concorda con osservazioni in letteratura circa la maggiore varietà di specie e di dimensioni medie di individui in strutture artificiali dotate di maggiore "complessità spaziale" (Charbonnel et al., 2000; Bartholomew e Shine, 2008; Azhdari et al., 2011). Tutto ciò è pure confermato dal fatto che numerosi lavori scientifici dimostrano come i pesci pelagici (ossia quelli che comunemente si mantengono nella parte intermedia o superiore della colonna d'acqua quali, ad esempio, alici e sugarelli) tendano a sviluppare interazioni "deboli" con le strutture sommerse e preferiscano quelle con buon profilo verticale, mentre i pesci di fondo o crostacei, quali granchi ed astici, preferiscano strutture basse (Spanier, 1994) e come gran parte delle specie animali optino per installazioni che offrano "rifugi" simili alla loro dimensione corporea in un determinato momento del loro ciclo vitale. Inoltre il maggiore o minore grado di mobilità degli esemplari delle singole specie influenza il grado di "connettività" tra le varie strutture sommerse, ossia la distanza massima alla quale esse di fatto divengono un unico corpo per la specie in questione. Per cui al di là delle "esigenze" di singole specie animali si rileva che le strutture sommerse con spazi interni di diverse misure, con parti di diverso profilo verticale, luminosità, orientamento rispetto alle correnti tendono ad essere più ricche di vita che non strutture "più semplici" presenti nello stesso sito. A titolo di completezza si rileva che anche il periodo dell'anno in cui le strutture sommerse sono inizialmente installate contribuisce alla definizione della comunità animale (e vegetale, in presenza di idonei livelli di luce e movimentazione delle acque sul fondo) perché le superfici solide inizialmente nude sono colonizzate dalle specie presenti in quella data nello zooplancton e fitoplancton locale ed esse poi ostacolano analoghi processi da parte di altre specie (Svane e Petersen, 2001); la stessa cosa vale per alcuni pesci o altri animali mobili a comportamento territoriale (es. astici e scorfani).

Nel considerare la non grande abbondanza numerica e ponderale dei pesci e degli invertebrati rinvenuti nei campionamenti, occorre tenere presente che per le specie che sviluppano "interazioni strette" con le barriere artificiali sommerse (ad esempio quelle "sessili", ossia fissate per gran parte del loro ciclo vitale sulle pareti delle strutture) le dimensioni complessive delle strutture determinano (o almeno influenzano molto) le dimensioni dei popolamenti delle specie che si possono installare attorno o sulle medesime strutture solide sommerse.

In effetti in Giappone e Sud Corea, nelle cui acque marine costiere sono state installate, nel corso di più lustri, numerose ed enormi barriere artificiali con l'intento di facilitare l'esercizio della pesca artigianale, si ammette che esse debbano avere un volume di almeno 2.500 metri cubi (Ogawa, 1982; Nagahata, 1991; Jensen et al., 2000; Kim, 2001); inoltre la reciproca disposizione dei corpi immersi è parimenti rilevante, perché molti animali di interesse commerciale trovano rifugio nelle strutture sommerse ma tendono ad esplorare le zone circostanti alla ricerca di cibo, quindi occorre cercare di "calibrare" le due esigenze collocando le strutture sommerse ad una distanza reciproca idonea per le caratteristiche di mobilità delle specie animali da tutelare (Campbell et al., 2011).

Nell'area marina oggetto di studio l'immersione di strutture sommerse è assimilabile in qualche modo ad un intervento "sperimentale" in quanto esse, pur essendo di dimensioni molto modeste sia nei singoli sottositi che nel loro insieme, hanno consentito di individuare i moduli costruttivi più idonei, ad es. in termini di ricchezza di specie, di efficienza e facilità di insediamento. Tuttavia le limitate dimensioni delle installazioni hanno negativamente influenzato le dimensioni dei gruppi di esemplari di specie ittiche costiere note per essere più "legate" a substrati duri e ciò spiega, almeno in parte, perché le catture dei campionamenti sperimentali di pesca siano state piuttosto oscillanti ed i complessivi rendimenti tendenzialmente ridotti.

Non si deve trascurare, inoltre, la presenza nella zona di un'intensa attività di pesca professionale. Tale area richiama, infatti, molti pescherecci che effettuano la pesca con i "rapidi", essendo caratterizzata da una pressoché costante ed elevata presenza di specie *target* quali la canocchia e la sogliola comune. Nonostante sia vietata ogni forma di pesca fino a 200 metri di distanza dall'impianto di mitili e sia proibita la pesca a strascico entro le tre miglia dalla costa, i rilievi *Side Scan Sonar* hanno permesso di osservare anche nelle vicinanze delle strutture molti solchi lasciati dai rapidi. Pertanto appare assai grave che attorno alle strutture installate con scopi di protezione delle risorse ittiche siano svolte attività di pesca illegali, in quanto l'intensa attività di prelievo e l'azione di disturbo hanno contrastato e probabilmente ridimensionato l'effetto di ripopolamento esercitato dalla presenza delle barriere artificiali.

L'Italia è stata uno tra i paesi europei più attivi nella posa di barriere artificiali e la maggior parte dei progetti è stata supportata al 50% da finanziamenti dell'Unione Europea (Jensen, 2002). Tali progetti, realizzati allo scopo di proteggere e sviluppare le risorse alieutiche, hanno previsto l'introduzione di misure di gestione delle zone marittime costiere interessate attraverso l'applicazione di regolamenti comunitari ed il coinvolgimento delle amministrazioni e delle organizzazioni dei pescatori locali. Ad esempio, il Regolamento CEE 4028/86 prevedeva la partecipazione alla realizzazione dei progetti di organizzazioni o cooperative di produttori ed, inoltre, il bando di ogni attività di pesca ed il monitoraggio scientifico per tre anni dopo l'installazione delle strutture artificiali.

L'identificazione ed il coinvolgimento di un gruppo di pescatori professionisti di fatto produceva automaticamente un controllo dell'area rispetto a tutte le possibili conflittualità e/o interferenze, sia antropiche che naturali.

Differentemente la posa delle barriere a Scardovari è stata effettuata con il solo scopo del ripopolamento e non per un successivo utilizzo da parte dei professionisti o dei dilettanti, essendo l'area interdetta ad ogni tipo di pesca;

questo in termini pratici si è tradotto nella mancanza di un ente gestore che coordini gli eventuali accessi e controlli il rispetto dei divieti.

L'area, di conseguenza, è soggetta nella pratica ad un libero accesso, per quanto illegale, e all'indiscriminato sfruttamento delle risorse rinnovabili da parte di varie tipologie di pescatori, ulteriormente incoraggiati dalla crisi in cui attualmente versa il settore.

Sarebbe auspicabile, perciò, l'istituzione di un organismo locale che gestisca e coordini le attività che si svolgono nei pressi delle barriere artificiali. Tale organismo dovrebbe prevedere la partecipazione anche dei pescatori, in modo che si possa creare un'azione concertata di controllo dell'area e sfruttamento razionale della risorsa che permetta alle strutture sommerse di esprimere pienamente le loro capacità di ripopolamento.

6. BIBLIOGRAFIA CITATA (2)

- ADRIBLU, 2006. Manuale per il Monitoraggio delle Barriere Artificiali sommerse: Interreg III A – Transfrontaliero Adriatico, Gestione Sostenibile delle Attività di Pesca e delle Risorse Alieutiche dell'Adriatico, 147 pp [in CD-ROM allegato al volume edito dalla Regione Friuli Venezia Giulia, a cura RTI Lisert, Ecoscreen, Imprinta): 157 pp.
- Anderson M.J., 2003. PCO: a FORTRAN computer program for principal coordinate analysis. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland. (URL: www.stat.auckland.ac.nz/~mja/programs.htm.)
- Anderson M.J., Robinson J., 2001. *Permutation test for linear models. Australian & New Zealand Journal of Statistics* 43 (1): 75-88.
- Ardizzone G.D., Gravina M.F., Belluscio A., 1989. *Temporal development of epibenthic communities on artificial reefs in the central Mediterranean Sea. Bulletin of Marine Science* 44 (2): 592-608
- Ardizzone G.D., Belluscio A., Somaschini A., 1995. *Fish colonisation and feeding habits on a Mediterranean artificial habitat. In: Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium. Southampton, UK, September 1995, pp. 265-273*
- Azhdari H., Mohd I., Aziz A., Shamarina S., Ajdari Z., Zelina Zaiton I., 2011. *The effect of artificial reefs on fish assemblages versus natural sites in Bandar Legeh, Iran. Iranian Journal Fisheries Science* 11: 1-12.
- Bacchiocchi F., Airoidi L., 2003. *Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. Estuarine Coastal & Shelf Science* 56: 1157-1166.
- Baine M.S.P., 2001. *Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. Ocean & Coastal Management* 44: 241-259.
- Bartholomew A., Shine R.L., 2008. *Space size relative to prey width (Sp/Py) influences macrofaunal colonization of artificial structures. Marine Ecology Progress Series* 358: 95-102.
- Benedetti-Cecchi L., Airoidi L., Abbiati M., Cinelli F., 1996. *Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparisons of procedures and variability between observers. Marine Ecology Progress Series* 138: 93-101.
- Bertasi F., Colangelo M.A., Abbiati M., Ceccherelli V.U., 2007. *Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (northern Adriatic Sea). Hydrobiologia* 586: 277-290.

- Bohnsack J.A., Sutherland D.L., 1985. *Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. Bulletin of Marine Science* 37 (1): 11-39.
- Bombace G., 1989. *Artificial reefs in the Mediterranean Sea. Bulletin of Marine Science* 44 (2): 1023-1032.
- Bombace G., 1997. *Protection of biological habitats by artificial reefs*. In: Jensen A.C. (ed.), "European Artificial Reef Research", *Proceedings of the 1st EARRN conference. Ancona, Italy, 26-30 March 1996*, Oceanography Centre, Southampton, pp. 1-15
- Bombace G., Castriota L., Spagnolo A., 1997. *Benthic communities on concrete and coal-ash blocks submerged in an artificial reef in the central Adriatic Sea*. In: *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium. Southampton, UK, September 1995*, pp. 281-290
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Speranza S., 1994. *Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 559-580.
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., 2000. *Artificial reefs in the Adriatic Sea*. In: Jensen, A.C., Collins, K.J., and Lockwood, A.P.M. (eds), *European artificial reefs in European seas*. Kluwer, London, pp. 31-63
- Campbell M.D., Rose K., Boswell K., Cowan J., 2011. *Individual-based modeling of an artificial reef fish community: effects of habitat quantity and degree of refuge. Ecological Modeling*, 222: 3895-3909.
- Cesari P., 1994. *I molluschi della Laguna di Venezia*. Arsenale Editrice, Venezia, 189 pp.
- Cestelli-Guidi, C., 1964. *Meccanica del terreno*. Hoepli Ed., Milano, 702 pp.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.G., Ody D., Bachet F., 2000. *Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in Cote Bleue Marine Park (Mediterranean Sea, France)*. In: Jensen K., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (eds) "Artificial reefs in European Seas", Dordrecht, Kluwer Academic Publ., pp. 365-377.
- Colombo, G., 1967. *Manuale dell'ingegnere civile e industriale*. Hoepli Ed., Milano, 1770 pp.
- Covelli S., 2006. *Caratterizzazione sedimentologica-geotecnica di fondali marini attigui alla concessione per allevamenti mitili del Consorzio Coop. Pescatori Polesine. Relazione tecnico - scientifica, maggio 2006*. DiSGAM Trieste, 23 pp.
- D'Anna G., Badalamenti F., Cristina M., Pipitone C., 1994. *Influence of artificial reefs on coastal nekton assemblages of the Gulf of Castellammare (Northwest Sicily). Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 418-433.

- Day J. H., 1967. *A monograph on the polychaeta of Southern Africa. Part I. Errantia e Part II. Sedentaria*. Trustees of the British Museum (Natural History), London, 878 pp.
- Dethier M.N., Graham E.S., Cohen S., Tear L.M., 1993. *Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better*. *Marine Ecology Progress Series* 96: 93-100.
- European Artificial Reef Research Network (EARRN), 1998. *Final Report and Recommendations*. Published by the University of Southampton.
- Fabi G., 2006. Le barriere artificiali in Italia. In: "Campo Sperimentale in mare: prime esperienze nel Veneto relative a elevazioni del fondale con materiale inerte", Regione Veneto, ARPAV, Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto, Padova, pp. 20-34.
- Fabi G., Bolognini L., Punzo E., Spagnolo A., 2008a. Monitoraggio volto alla valutazione degli effetti indotti dalla realizzazione della barriera artificiale a fini multipli Casteldimezzo - Monte Castellarò. VI anno d'indagine (IV anno dopo la posa in opera dei substrati). Regione Marche, Servizio Attività Ittiche, Commercio e Tutela del Consumatore, Caccia e Pesca Sportiva, Ancona, 79 pp.
- Fabi G., Bolognini L., Sarappa A., Spagnolo A., 2008b. Monitoraggio volto alla valutazione degli effetti indotti dalla realizzazione della barriera artificiale a fini multipli Pedaso - Cupra Marittima. III anno d'indagine (2007) Il anno dopo la posa in opera dei substrati artificiali. Regione Marche, Servizio Attività Ittiche, Commercio e Tutela del Consumatore, Caccia e Pesca Sportiva, Ancona, 68 pp.
- Fabi G., Luccarini F., Panfilì M., Spagnolo A., 1999. Valutazione dell'efficacia delle strutture artificiali nei mari italiani: studio del funzionamento del sistema barriere artificiali attraverso le reti trofiche. Rapporto per il Ministero per le Politiche Agricole, Direzione Generale della Pesca e dell'Acquacoltura, 140 pp.
- Fauvel P., 1923. *Faune de France - Polychètes errantes*. Paul Lechevalier, Paris: 488 pp.
- Fauvel P., 1927. *Faune de France - Polychètes sédentaires*. Paul Lechevalier, Paris: 492 pp.
- Fava F., Ponti M., Cerrano C., 2008. Cnidari. In: Ponti M. and Mescalchin P., "Meraviglie sommerse delle Tegnùe. Guida alla scoperta degli organismi marini". Associazione "Tegnùe di Chioggia" - *onlus*, Editrice La Mandragora, Imola (BO), pp. 137-169.
- Fisher W., Schneider M., Bauchot M-L., 1987. *Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Revision I. Volume I. Végétaux et invertébrés. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche*, Rome, 760 pp

- Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. *Brazos river bar: a study in the significance of grain-size parameters*. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.
- Gardner J., Hmner B., Runcie R., 1997. *Physical protection of the seabed and coast by artificial reefs*. In: Jensen A.C. (ed.), "European Artificial Reef Research", *Proceedings of the 1st EARRN conference*. Ancona, Italy, 26-30 March 1996. Oceanography Centre, Southampton, pp. 17-37
- Glasby T.M., Connell S.D., 2001. *Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages*. *Marine Ecology Progress Series* 214: 127-135.
- Hendrick V.J., Foster-Smith R.L., 2006. *Sabellaria spinulosa reef: a scoring system for evaluating 'reefiness' in the context of the Habitats Directive*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86 (4): 665-677.
- Jensen A., 2002. *Artificial reefs of Europe: perspectives and future*. *ICES Journal Marine Science* 59: S3-S13.
- Jensen A., Collins K., Lockwood P., 2000. Current issues relating to artificial reefs in European Seas. In: Jensen K., K.J. Collins, A.P.M. Lockwood (Eds) "Artificial reefs in European Seas", Dordrecht, Kluwer Academic Publ., 13 pp. [on-line version].
- Kim G.K. 2001. *Artificial reefs in Korea*. *Fisheries* 26 (12): 15-18.
- Krebs C.J., 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publisher, New York, 654 pp.
- La Rosa T., Mirto S., Favalaro E., Savona B., Sara' G., Danovaro R., Mazzola A., 2002. *Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussels and fish farm*. *Water Research* 36: 713-721.
- Magurran A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blakwell Science Ltd, 256 pp.
- Meese R.J., Tomich P.A., 1992. *Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 165 (1): 59-73.
- Munsell Soil Color Charts*, 1975. Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, Baltimore, Md., USA
- Nagahata D. 1991. *The coastal fishing ground enhancement and development program*. In: Makoto M., Grove R.S., Sonu C.J. (eds) "Recent advances in aquatic habitat technology, Japan-U.S: Symposium on Artificial Habitats for Fisheries Proceedings", Tokyo, June 11-13 1991, Southern California Edison Company, pp. 41-47.
- Neves Santos M., Costa Montiero C., Lasserre G., 1997. *Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review*. In: Jensen A.C. (ed.) ,

"European Artificial Reef Research", Proceedings of the 1st EARRN conference. Ancona, Italy, 26-30 March 1996. Oceanography Centre, Southampton, pp. 97-114

Nicoletti L., Marzialetti S., Paganelli D., Ardizzone G.D., 2007. *Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs.* *Hydrobiologia* 580: 233-240.

Ogawa Y., 1982. *The present status and future prospects of artificial reefs.* In: Sheehy D.J., Haga J.Y., Vik S.F. (eds) *"Japanese artificial reef technology"*, Annapolis (USA), Aquabio, pp. 23-41.

Parenzan P., 1970. *Carta d'identità delle conchiglie del Mediterraneo. Vol. I Gasteropodi*, Ed. Bios Taras, Taranto, 281 pp.

Parenzan P., 1970. *Carta d'identità delle conchiglie del Mediterraneo. Vol. II Bivalvi, prima e seconda parte*, Ed. Bios Taras, Taranto, 546 pp.

Parisi V., Ambrogi R., Bedulli D., Mezzadri M.G., Poli P., 1985. *Struttura e dinamica dei popolamenti bentonici negli ambienti sedimentari del delta padano.* *Nova Thalassia*, 7 (suppl. 2): 215 - 251.

Pearson T.H., Rosemberg R., 1978. *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment.* *Oceanography & Marine Biology Annual Review*, 16: 229-311.

Pérès G. M., Picard J., 1964. *Nouveau manuel de bionomie bentique de la Mer Mediterranee.* *Recueil Travaux Station Marine Endoume* 31: 1-137.

Perkol-Finkel S., Benayahu Y., 2007. *Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs.* *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340 (1): 25-39.

Perkol-Finkel S., Shashar N., Benayahu Y., 2006. Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research* 61 (2): 121-135.

Pielou E.C., 1966. *The measurement of diversity of different type of biological collections.* *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.

Ponti M., 2006. *Monitoraggio dei popolamenti epibentonici colonizzanti le strutture artificiali.* In: Rinaldi A., Bettoso N., Giovanardi O., Poletti R. and Prioli G. *Manuale per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse. Tavolo blu adriatico per la gestione sostenibile delle attività di pesca alieutiche dell'Adriatico - ADRI.BLU. Interreg IIIA - Transfrontaliero Adriatico*, pp. 122-126.

Ponti M., 2008. *Platelminti, Anellidi, Echiuridi.* In: Ponti M. and Mescalchin P. *Meraviglie sommerse delle "Tegnùe". Guida alla scoperta degli organismi marini.* Associazione "Tegnùe di Chioggia" - *onlus*, Editrice La Mandragora, Imola (BO), pp. 171-185.

- Ponti M., Abbiati M., Ceccherelli V.U., 2002. *Drilling platforms as artificial reefs: distribution of macrobenthic assemblages of the "Paguro" wreck (northern Adriatic Sea)*. *ICES Journal of Marine Science* 59: S316-S323.
- Pronzato R., 1997. *Underwater photographic techniques for field-research in shallow marine environments*. In: Jensen A.C. (ed.), "European Artificial Reef Research", *Proceeding of the 1st EARRN conference. Ancona, Italy, 26-30 March 1996*. Oceanography Centre, Southampton, pp. 337-346.
- Puddu A., Pagnotta R., 1999. Attività di ricerca e sperimentazione per la salvaguardia del mare Adriatico. Sviluppo dei sistemi conoscitivi per la gestione dei problemi ambientali dell'ecosistema Adriatico. Prisma - Fase 1. Sintesi dei risultati, 43 pp.
- Relini G., Relini M., Palandri G., Merello S., Beccornia E., 2007. *History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian Sea, Italy*. *Hydrobiologia* 580: 193-217.
- Relini G., Zamboni N., Tixi F., Torchia G. (1994). *Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the Gulf of Genoa (Northwestern Mediterranean)*. *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 745-771.
- Riggio S., Badalamenti F., D'Anna G., 2000. *Artificial reefs in Sicily: an overview*. In: Jensen A.C., Collins K.J. and Lockwood A.P.M. (eds.), "Artificial reefs in European Seas", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 65-73.
- Rinaldi A., Bettoso N., Giovanardi O., Poletti R., Prioli G., 2006. Tavolo blu adriatico per la gestione sostenibile delle attività di pesca alieutiche dell'Adriatico - ADRI.BLU. Interreg IIIA - Transfrontaliero Adriatico, 147 pp.
- Rodriguez S.R., Ojeda F.P., Inestrosa N.C., 1993. *Settlement of benthic marine-invertebrates*. *Marine Ecology Progress Series* 97 (2): 193-207.
- Sanchez-Jerez P., Ramos Esplà A., 2000. *Changes in fish assemblages associated with the deployment of an antitrawling reef in seagrass meadows*. *Transactions American Fisheries Society* 129: 1150-1159.
- Shannon C.E. e Weaver W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL, USA
- Somerfield P.J., Clarke K.R., 1995. *Taxonomic levels, in marine community studies, revisited*. *Marine Ecology Progress Series* 127: 113-119.
- Spanier E., 1994. *What are characteristics of a good artificial reef for lobsters?* *Crustaceana* 67: 173-186.
- Svane I., Petersen J.K., 2001. *On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review*. *Marine Ecology*, 22: 169-188.

- Tortonese E., 1965. Echinodermata - Fauna d'Italia. Edizioni Calderini, Bologna, 422 pp.
- Turner S.J., Todd C.D., 1993. *The early development of epifaunal assemblages on artificial substrata at two intertidal sites on an exposed rocky shore in St Andrews Bay, NE Scotland. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 166 (2): 251-272.
- Vaccarella R., Rositani L., De Zio V., 2008. Gestione della fascia costiera: Barriere artificiali sommerse ed Oasi di ripopolamento in Puglia. O.A.S.I.S. (*Open Adriatic Sea Integrated System*) INTERREG-CARDS/PHARE.
- Van Treeck P., Schuhmacher H., 1998. *Mass diving tourism - a new dimension calls for new management approaches. Marine Pollution Bulletin* 37 (8-12): 499-504.
- Warwick R.M., 1988. *The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. Marine Pollution Bulletin* 19: 259-268.
- Wentworth C.K., 1922. *A scale of grade and class terms for clastic sediments. Journal of Geology* 30: 377-392.

